



Geo³-Hydrogéologie – UR Urban & Environmental Engineering
(Département d'Architecture, Géologie, Environnement & Constructions)
Université de Liège



Bruxelles Environnement - Leefmilieu Brussel,
Brussels Capital Region, Belgium

Convention IBGE et HGE-ULg

Étude de caractérisation des eaux pluviales en Région de Bruxelles Capitale, vulnérabilité intrinsèque du système aquifère phréatique par rapport au transfert de la pollution de surface et ses paramètres hydrodispersifs

Délivrable D03 : Synthèse bibliographique des paramètres hydrodispersifs relatifs au Système Phréatique Bruxellois et développement d'une méthodologie permettant l'évaluation des risques de transfert des polluants pertinents vers les nappes phréatiques.

Coordinateur du projet :

Dr. ir. Serge Brouyère

Partenaires scientifiques :

HGE-ULiège : ir. Victoria Collignon, Caroline Thomas, Dr. ir. Philippe Orban

Rédaction : Victoria Collignon, Serge Brouyère, Philippe Orban

Table des matières

Résumé	4
Summary	6
Samenvatting	8
1. Mise en contexte et rappel des objectifs du livrable	10
2. Synthèse bibliographique des paramètres hydrodispersifs relatifs au Système Phréatique Bruxellois	11
2.1. Présentation de la recherche bibliographique	11
2.1.1. Discussion d'ensemble des données issues de la recherche bibliographique... ..	31
2.2. Comparaison des intervalles des paramètres définis pour le Système Phréatique Bruxellois avec des valeurs de référence.	32
2.3. Discussion générale	37
3. Synthèse des paramètres caractérisant le transfert des polluants pertinents pour les eaux souterraines.....	38
4. Méthodologie permettant l'évaluation des risques de transfert des polluants vers la nappe phréatique	39
4.1. Introduction – objectifs	39
4.2. Description de la méthodologie	39
4.2.1. Définition du risque de pollution de l'eau souterraine.....	39
4.2.2. Cartographie de l'aléa	41
4.2.3. Cartographie de la vulnérabilité.....	42
4.2.4. Cartographie des conséquences	43
4.2.5. Méthodologie générale proposée pour l'évaluation du risque de pollution de l'aquifère phréatique en Région de Bruxelles Capitale	43
4.3. Comparaison avec les outils F-Leach et FEFLOW disponibles à Bruxelles Environnement	45
4.3.1. Introduction.....	45
4.3.2. Conclusions issues du travail de comparaison.....	49
5. Références	50

Annexe : Note sur les polluants pertinents 52

Résumé

Le présent rapport décrit les travaux portant sur le Volet 3 de « l'Étude de caractérisation des eaux pluviales en Région de Bruxelles Capitale, vulnérabilité intrinsèque du système aquifère phréatique par rapport au transfert de la pollution de surface et ses paramètres hydrodispersifs ». Ces travaux incluent : (1) une recherche bibliographique des paramètres hydrodispersifs relatifs au Système Phréatique Bruxellois ; (2) une synthèse des paramètres caractérisant le transfert des polluants pertinents pour les eaux souterraines ; (3) le développement d'une méthodologie permettant l'évaluation des risques de transfert des polluants pertinents vers les nappes phréatiques.

Les paramètres hydrodispersifs considérés sont les suivants : la porosité effective de transport (n_m), les dispersivités longitudinale, transversale et verticale (respectivement α_L , α_V et α_T), la conductivité hydraulique (K) ainsi que la transmissivité (T). À défaut de toujours connaître la porosité effective de transport, d'autres valeurs de porosité (ex : porosité totale ou porosité effective de drainage) sont également intégrées. La plupart des entités hydrogéologiques retenues lors de la recherche bibliographique sont des masses d'eau souterraine et aquifères de Belgique. Dans la mesure du possible, un intervalle de valeurs est proposé pour les différents paramètres hydrodispersifs étudiés pour chaque unité hydrogéologique du Système Phréatique Bruxellois.

La synthèse des paramètres caractérisant le transfert des polluants pour les eaux souterraines a été élaborée dans le cadre du Volet 1 du marché et incluse dans la « Note sur la sélection des polluants pertinents » réalisée en octobre 2022 (Thomas *et al.*, 2022). Les processus physiques, chimiques et biologiques jouant un rôle dans le transfert des polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement bruxelloises y sont étudiés, décrits et synthétisés. Des paramètres de persistance, de transfert et de toxicité/écotoxicité pour la santé humaine et l'environnement ont été assignés à chaque polluant pertinent.

Le présent Rapport présente également une méthodologie d'évaluation des risques de transfert des polluants vers les eaux souterraines. L'approche risque adoptée est basée sur le croisement de diverses couches d'information : (1) une cartographie de l'aléa permettant d'identifier les sources de pollution potentielles au droit de la nappe d'eau souterraine, (2) la

cartographie de la vulnérabilité de l'eau souterraine et (3) une cartographie des conséquences attendues si une pollution devait se produire. Le choix de la représentation de la vulnérabilité est important car il dépend notamment du scénario de pollution envisagé (pollution ponctuelle vs. Diffuse, instantanée vs. continue). Le critère des temps de transfert sera utilisé pour des scénarios de pollution instantanée tandis que la quantité relative de polluant atteignant la nappe sera utilisée pour les pollutions continues. Cette deuxième partie du rapport se termine avec une analyse comparée de l'approche ApsûBru avec les outils F-Leach et FEFLOW disponibles à Bruxelles Environnement en vue de dégager leurs complémentarités et domaines d'application respectifs.

Summary

This report describes the work on part 3 of the "Study on the characterization of rainwater in the Brussels-Capital Region, the intrinsic vulnerability of the phreatic aquifer system to the transfer of surface pollution and its hydrodispersive parameters". This work includes: (1) a bibliographical search of the hydrodispersive parameters relating to the Brussels Phreatic System; (2) a summary of the parameters characterizing the transfer of pollutants at risk for groundwater; (3) the development of a methodology for assessing the risks of transferring these pollutants to groundwater.

The hydrodispersive parameters considered in this report are: effective transport porosity (n_m); longitudinal, transverse, and vertical dispersivities (respectively α_L , α_V , and α_T); hydraulic conductivity (K) and transmissivity (T). If the effective transport porosity is not always known, the integration of other porosity values (e.g. total porosity or specific yield) remains of interest. Most of the hydrogeological units selected during the literature search are Belgian aquifers. For each hydrogeological unit of the Brussels Phreatic System and as far as possible, a range of values is proposed for the various hydrodispersive parameters studied in this report.

The summary of the parameters characterizing the transfer of pollutants to groundwater was drawn up as part of Component 1 of the contract and included in the "Note on the selection of pollutants at risk for groundwater" produced in October 2022 (Thomas et al., 2022). The physical, chemical and biological processes that play a role in the transfer of pollutants found in runoff water in Brussels are studied, described and summarised. Persistence, transfer and toxicity/ecotoxicity parameters for human health and the environment have been assigned to each pollutant at risk.

This report also presents a methodology for assessing the risk of pollutants being transferred to groundwater using various mass transport (FEFLOW) and pollutant transport (F-LEACH) modelling tools. The proposed risk approach is based on the Apsû approach developed for the Walloon Region but adapted to the Brussels context. The risk map for the groundwater resource is obtained by crossing a vulnerability map with a hazard and consequence map. The choice of vulnerability representation is important because it depends in particular on the considered pollution scenario (point-source vs. diffuse pollution; point-source vs.

continuous/chronic pollution). The transfer time criterion will be used for instantaneous pollution scenarios, while the relative quantity of pollutant reaching the water table will be used for continuous pollution.

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de werkzaamheden voor deel 3 van de "Studie over de karakterisering van het regenwater in het Brussel Hoofdstedelijk Gewest, intrinsieke kwetsbaarheid van het freatisch watervoerende systeem voor de overdracht van oppervlakteverontreiniging en zijn hydrodispersieve parameters". Dit werk omvat: (1) een bibliografisch onderzoek van de hydrodispersieve parameters met betrekking tot het freatisch grondwater systeem van Brussel; (2) een overzicht van de parameters die de meeste risico polluenten transport naar het grondwater karakteriseren; (3) de ontwikkeling van een methodologie voor de beoordeling van de risico's van de transport van relevante polluenten naar de freatische watervoerendelagen.

De hydrodispersieve parameters die in dit rapport worden beschouwd zijn: effectieve transportporositeit (n_m); longitudinale, transversale en verticale dispersiviteiten (respectievelijk α_L , α_V en α_T); hydraulische conductiviteit (K) en transmissiviteit (T). Als de effectieve transportporositeit niet altijd bekend is, blijft de integratie van andere porositeitswaarden (bijv. totale of effectieve drainageporositeit) van belang. De meeste hydrogeologische formaties die geselecteerd werden, door het literatuuronderzoek, zijn Belgische grondwater voerendelagen. Voor elke hydrogeologische eenheid van het Brussels freatisch systeem wordt, voor zover mogelijk, een reeks waarden voorgesteld voor de verschillende hydrodispersieve parameters die in dit rapport worden bestudeerd.

De samenvatting van de parameters die de transport van opgeloste polluenten naar het grondwater karakteriseren, werd opgesteld in het kader van component 1 van het contract en opgenomen in de "Nota over de selectie van relevante verontreinigende stoffen" die in Oktober 2022 werd opgesteld (Thomas et al., 2022). De fysische, chemische en biologische processen die een rol spelen bij de transport van polluenten in afvoerwater in Brussel worden bestudeerd, beschreven en samengevat. Persistentie, overdracht en toxiciteit/ecotoxiciteit parameters voor de menselijke gezondheid en het milieu werden toegekend aan elke relevante polluent.

Dit rapport presenteert ook een methodologie voor de beoordeling van het risico dat polluenten worden overgedragen naar het grondwater met behulp van verschillende modelleringsinstrumenten voor massatransport (FEFLOW) en transport van verontreinigende

stoffen (F-LEACH). De gekozen risicobenadering is gebaseerd op de Apsû-benadering die werd ontwikkeld voor het Waalse Gewest, maar aangepast aan de Brusselse context. De risicokaart voor het grondwater wordt verkregen door een kwetsbaarheidskaart te kruisen met een 'gevaar-en-gevolg' kaart. De keuze van de weergave van de kwetsbaarheid is belangrijk omdat die in het bijzonder afhangt van het beoogde verontreinigingsscenario (puntbron- vs. diffuse verontreiniging; puntbron- vs. continue/chronische verontreiniging). Voor een onmiddellijke verontreinigingsscenario's zal het criterium van de transfertijd worden gebruikt, terwijl voor continue verontreiniging de relatieve hoeveelheid pollutant die het grondwater bereikt, zal worden gebruikt.

1. Mise en contexte et rappel des objectifs du livrable

Le livrable D03 a pour objectifs de présenter une synthèse bibliographique des paramètres hydrodispersifs relatifs au Système Phréatique Bruxellois ainsi qu'une synthèse présentant les paramètres qui caractérisent le transfert des polluants pertinents pour les eaux souterraines. Une méthodologie est également proposée dans le but d'évaluer les risques de transfert des polluants vers les nappes phréatiques.

2. Synthèse bibliographique des paramètres hydrodispersifs relatifs au Système Phréatique Bruxellois

Les paramètres hydrodispersifs permettent notamment de définir les modalités selon lesquelles une substance non réactive se propage dans un aquifère. Dans le cadre du volet 3 de la convention et conformément au cahier spécial des charges, les paramètres suivants sont concernés par la recherche bibliographique :

- La porosité effective de transport (n_m) [-] ou *effective porosity* en anglais traduit le rapport entre le volume d'eau mobile pour le transport de soluté par advection et le volume total de l'EVR¹;
- Les dispersivités longitudinale, transversale et verticale (α_L , α_T et α_V) [m] traduisent respectivement les effets de la dispersion mécanique des solutés selon la direction principale d'écoulement et la perpendiculaire à celle-ci.

La conductivité hydraulique (K) [m/s] ainsi que la transmissivité (T) [m²/s] sont deux grandeurs qui jouent également un rôle dans le transport par advection des polluants dans les eaux souterraines. Les recherches bibliographiques ont donc également porté sur ces deux paramètres qui ont ensuite également été intégrés dans les tableaux de synthèse. De plus, il est fréquent que la porosité totale (n_{total}) [-] ou la porosité effective de drainage² (n_e) [-] soient utilisées dans les études de terrain. À défaut de toujours connaître la valeur de la porosité effective de transport, il est dès lors intéressant d'intégrer l'ensemble des valeurs relatives à la porosité dans les tableaux de synthèse.

2.1. Présentation de la recherche bibliographique

Les valeurs des paramètres hydrodispersifs sont estimées sur base d'une recherche bibliographique répertoriant les valeurs de paramètres disponibles dans les formations géologiques de typologies comparables au Système Phréatique Bruxellois. Les formations similaires au Système Phréatique Bruxellois répertoriées dans le Tableau 1 sont principalement celles identifiées dans le cadre de la « Caractérisation de la concentration de référence de certains paramètres chimiques présents naturellement dans les masses d'eau souterraine en Région de Bruxelles Capitale » (Thomas *et al.*, 2018). Mis à part le Bassin du Wessex, situé au Royaume-Unis (sud de l'Angleterre), la plupart des entités hydrogéologiques retenues sont des masses d'eau souterraine et aquifère situés en Belgique (Flandre et Wallonie).

¹ Élément de Volume Représentatif

² ou *specific yield* S_y en anglais [-]

<p>Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux (UH-RBC_1b)</p>	<p>MESO : Couverture quaternaire au-dessus des argiles Paléogène <i>Quartaire deklaag boven Paleogeenklei</i> (CVS_0100_GWL_1 ; BEVL021)</p> <p>Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire <i>Quartaire aquifersystemen</i> (0100)</p>	<p>Belgique : Flandre</p>
<p>Système aquifère sableux perché (UH_RBC_2)</p>	<p>MESO : Sables centraux de Campine <i>Centrale zanden van de Kempen</i> (CKS_0200_GWL_1 ; BEVL031)</p> <p>Aquifère : Sables de Berchem et/ou Voort <i>Zanden van Berchem en/of Voort</i> (0254)</p> <p>MESO : Sables oligocènes <i>Oligocean aquifersysteem</i> (CVS_0400_GWL_1 ; BEVL023)</p> <p>Aquifère : Aquifère de Ruisbroek-Berg <i>Ruisbroek-Berg Aquifer</i> (0430)</p>	<p>Belgique : Flandre</p>
<p>Aquifère des sables de Wemmel, Ledo, Bruxelles et Vlierzele (UH/RBC_4)</p>	<p>MESO : Aquifère Bruxellois <i>Brusseliaan aquifer</i> (BLKS_0600_GWL_1 ; BEVLE007) (BERWE051)</p> <p>Aquifère : Sables du Bruxellien <i>Zand van Brussel</i> (0620)</p> <p>MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien <i>leperiaan Aquifer Heuvelstreken</i> (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028)</p> <p>Aquifère : Système aquifère bruxellois Léo-Panilézien <i>Ledo Paniseliaan Brusseliaan Aquifersysteem</i> (0600)</p>	<p>Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire dans le Sud de l'Angleterre</p> <p>Belgique : Wallonie/Flandre</p> <p>Belgique : Flandre</p> <p>Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire dans le Sud de l'Angleterre</p>

Aquitard des sables et argiles de Tielt (UH/RBC_6) et Aquitard des sables et argiles de Moen (UH/RBC 7_b)	MESO : Sables du Landénien et de l'Yprésien Est (BERWE053)	Belgique : Wallonie
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien <i>leperiaan Aquifer Heuvelstreken</i> (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilézien <i>Ledo Paniseliaan Brusseliaan Aquifersysteem</i> (0600)	Belgique : Flandre

Tableau 1. Répertoire des aquifères et des formations géologiques comparables au Système Phréatique Bruxellois (d'après Thomas et al., 2018).

La liste des documents qui ont permis de répertorier les valeurs des paramètres hydrodispersifs des formations géologiques comparables au Système Phréatique Bruxellois est présentée ci-après :

- Les « Projets de plans de gestion de bassin hydrographique pour l'Escaut et la Meuse 2022-2027³ » adoptés en 2022 par le gouvernement flamand dans le but de présenter les mesures et actions mises en œuvre en vue d'améliorer la qualité des eaux souterraines et de surface mais également pour limiter les risques d'inondation. Ces documents présentent les conductivités hydrauliques de chaque sous-unité des différents systèmes hydrogéologiques de Flandre. Dans le cadre de cette convention, ce sont principalement les données concernant les systèmes suivant qui sont utilisées :
 - Le système « Flamand Central » (« *Centraal Vlaams systeem* » en néerlandais)
 - Le système « Campine Centrale » (« *Centraal Kempisch systeem* » en néerlandais)
- « L'Atlas des aquifères et eaux souterraines en Belgique » décrit les principaux aquifères de Belgique. Des informations sur les paramètres hydrogéologiques, hydrodynamiques et hydrodispersifs y sont fréquemment fournies, tantôt des valeurs, tantôt des ordres de grandeurs. Dans le cadre de cette synthèse, l'Atlas est utilisé pour les aquifères suivants :
 - l'aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental (*Quartair van de Kustvlakte en Polders van de Wettershelde* en néerlandais) ;
 - l'aquifère du Pléistocène de la Vallée flamande (*Pleistoceen van de Vlaamse Vallei en bijrivieren* en néerlandais) ;

³ « *Ontwerp-Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2022-2027* » en néerlandais

- les aquifères du Néogène : Miocène, Pléistocène, et le Complexe de Campine (*Neogeen pakket van de watervoerende lagen : Mioceen, Plio-Pleistoceen, Complex van de Kempen* en néerlandais) ;
 - l'aquifère de l'Oligocène (*Oligoceen Aquifersysteem* en néerlandais) ; l'aquifère des Sables du Bruxellien (*Brusseliaan Aquifer* en néerlandais) ;
 - l'aquifère Léo-Panilézien et Yprésien (*Ledo-Paniseliaan Aquifer en Yeperiaan Aquifer* en néerlandais).
- le portail DOV de la région Flamande renseigne des conductivités hydrauliques ainsi que des transmissivités pour différentes unités hydrogéologiques en Flandre ;
 - les fiches relatives aux masses d'eau souterraine en Wallonie renseignent de manière générale des valeurs de conductivités hydrauliques et de transmissivités pour les différentes masses d'eau souterraines concernées ;
 - les notices explicatives des cartes hydrogéologiques de Wallonie renseignent de manière générale des valeurs de conductivités hydrauliques et de transmissivités ainsi que, dans certains cas, des valeurs de paramètres de transport ;
 - la base de données issue de la convention SERAN compile les données d'essais *in situ* réalisés en Wallonie dans le cadre de différentes études, en particulier les dossiers relatifs à la délimitation des zones de prévention ;
 - le rapport de base au sujet du Bassin de Wessex renseigne la porosité totale du bassin.

Il faut toutefois noter que selon les sources bibliographiques, les paramètres d'intérêt sont présentés de différentes manières. Par exemple, les valeurs de conductivité hydraulique sont parfois présentées 1) sous la forme d'un intervalle pour une formation hydrogéologique particulière ou l'ensemble de l'aquifère ou bien 2) sous la forme d'une valeur moyenne calculée pour l'aquifère ou la masse d'eau considéré. Selon la source bibliographique, les valeurs de porosité correspondent à des porosités totales ou effectives, sans toujours préciser s'il s'agit de porosité de drainage ou de transport.

Les paramètres répertoriés au sein de toutes ces sources d'informations pour les entités hydrogéologiques similaires à celles du Système Phréatique Bruxellois sont présentés de manière synthétique aux Tableau 2, Tableau 3, Tableau 4 et Tableau 5. Les unités hydrogéologiques UH-RBC_6 et 7b (respectivement aquitard des sables et argiles de Tielt et aquitard des sables et argiles de Moen) sont regroupées car elles sont caractérisées par des lithologies et des contextes géologiques similaires.

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Formation géologique similaire	Sources	Conductivité hydraulique K [m/s]	
			Différentes valeurs selon les sources	Intervalle défini pour l'unité hydrogéologique de Bruxelles
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	MESO : Couverture quaternaire au-dessus des argiles Paléogène (CVS_0100_GWL_1 ; BEVL021) Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Kh = $[1,16 \cdot 10^{-7} - 4,63 \cdot 10^{-4}]$ pour les dépôts du Pléistocène	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = $[1,16 \cdot 10^{-5} - 1,16 \cdot 10^{-4}]$ pour le système aquifère du Quaternaire	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Pléistocène de la Vallée flamande et de ses affluents</u>	Kh = $5,79 \cdot 10^{-5}$ pour un aquifère de sables à lentilles limoneuses et argileuses ; Kh = $[1,16 \cdot 10^{-4} - 2,08 \cdot 10^{-4}]$ pour un mélange de sable fin/grossier avec coquillage et gravier ;	
	MESO : Dépôts alluviaux pléistocènes (CVS_0160_GWL_1 ; BEVL022) Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental</u>	Kh = $[1,16 \cdot 10^{-7} - 1,16 \cdot 10^{-4}]$ pour les zones de dunes ; Kh = $[1,16 \cdot 10^{-10} - 1,16 \cdot 10^{-4}]$ pour les couches peu perméables ; Kh = $[1,16 \cdot 10^{-4} - 3,47 \cdot 10^{-3}]$ pour les sédiments dunaires ; Kh = $[1,16 \cdot 10^{-5} - 1,16 \cdot 10^{-4}]$ pour les dépôts alluviaux Kv ~ 5 à 100 fois plus faible que la Kh en fonction du degré d'hétérogénéité et de l'échelle.	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = $[1,16 \cdot 10^{-7} - 4,63 \cdot 10^{-4}]$ pour le système aquifère du Quaternaire	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Kh = $[1,16 \cdot 10^{-7} - 4,63 \cdot 10^{-4}]$ pour les dépôts du Pléistocène Kh = $[1,16 \cdot 10^{-5} - 1,16 \cdot 10^{-4}]$ pour le système aquifère du Quaternaire	
			Kh_{min} = $1,16 \cdot 10^{-10}$ Kh_{MAX} = $3,47 \cdot 10^{-3}$	

Système aquifère sableux perché UH_RBC_2	MESO : Sables centraux de Campine (CKS_0200_GWL_1 ; BEVL031) Aquifère : Sables de Berchem et/ou Voort (0254) Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Ensemble aquifère du Néogène (Miocène, Plio-Pléistocène, Complexe de Campine)</u>	<u>Perméabilité élevée pour les sables</u> Kh = 1,97. 10 ⁻⁵ pour les sables d'Eigenbilzen Kh = 6,94. 10 ⁻⁵ pour les sables de Berchem et/ou Voorst. Kh = [1,16. 10 ⁻⁴ - 1,39.10 ⁻⁴] pour les sables de Bolderberg, Diest et Kattendijk Kh = 1,04. 10 ⁻⁴ pour le Miocène Kh = 2,31. 10 ⁻⁶ pour les argiles Kh= 1,27. 10 ⁻⁴ pour la MESO	Kh_{min} = 1,16. 10⁻¹⁰ Kh_{MAX} = 5,32. 10⁻⁴	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = 1,16. 10 ⁻⁴ pour l'aquifère de Campine		
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022a	Kh = [2,31. 10 ⁻⁷ - 5,32. 10 ⁻⁴] pour le système aquifère de Campine avec Kh = 1,27. 10 ⁻⁴ en moyenne Kh = [3,47. 10 ⁻⁷ - 2,08. 10 ⁻⁴] pour l'ensemble des Sables de Berchem et/ou Voort avec Kh = 6,94. 10 ⁻⁵ en moyenne		
		Portail DOV	Kh = 7,99. 10 ⁻⁵ pour les formations du Miocène Kv = 2,31. 10 ⁻⁶ pour les formations du Miocène		
	MESO : Sables oligocènes (CVS_0400_GWL_1 ; BEVL023) Aquifère : Aquifère de Ruisbroek-Berg (0430) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = [1,16. 10 ⁻¹⁰ - 5,79. 10 ⁻⁵] pour l'aquifère de l'Oligocène		
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Kh = [1,16. 10 ⁻⁸ - 5,95. 10 ⁻⁵] pour les sables de Ruisbroek-Berg		
		Portail DOV	Kh = 9,26. 10 ⁻⁶ pour les sables de l'Oligocène Kv = 2,89. 10 ⁻⁸ pour les sables de l'Oligocène		
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Système aquifère de l'Oligocène</u>	La perméabilité varie énormément d'un endroit à l'autre. Kh = 4,05. 10 ⁻⁵ pour les membres de Berg et de Ruisbroek Kh = [9,26. 10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁴] pour la nappe de l'Oligocène		
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	pas de données		

Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele UH/RBC_4	MESO : Aquifère Bruxellois (BLKS_0600_GWL_1 ; BEVLE007) (BERWE051) Aquifère : Sables du Bruxellien (0620) Belgique : Wallonie/Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = [1,16. 10 ⁻⁵ - 6,37. 10 ⁻⁴] pour le Lédo-Panilésien	Kh _{min} = 1,16. 10 ⁻⁷ Kh _{MAX} = 5,74. 10 ⁻³
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Sables du Bruxellien</u>	K moyen par essais de pompage = 1,14. 10 ⁻⁴ K moyen par slug test = 3,08. 10 ⁻⁵	
		Masse d'eau souterraine RWE051 - Sable du Bruxellien	K = [6. 10 ⁻⁶ - 1,4. 10 ⁻⁶] pour l'aquifère des sables du Bruxellien	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Kh = [1,16. 10 ⁻⁵ - 2,31. 10 ⁻⁴] pour les sables du Bruxellien	
		Habils <i>et al.</i> , 2013	K = [4. 10 ⁻⁴ - 10 ⁻³] et [10 ⁻⁵ - 4,4. 10 ⁻⁴] pour les sables de l'Éocène	
	Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE051	43 stations principalement dans du sable min = 3,01. 10 ⁻⁶ ; maximum = 5,74. 10 ⁻³ médiane = 5. 10 ⁻⁴ ; moyenne = 9,56. 10 ⁻⁴ variance = 1,67. 10 ⁻⁶ ; écart-type = 0,0013		
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Kh = [1,16. 10 ⁻⁷ - 5,79. 10 ⁻⁵] pour l'aquifère Yprésien	
		Portail DOV	Kh = 9,26. 10 ⁻⁶ et Kv = 2,89. 10 ⁻⁸ pour le système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien et Yprésien</u>	K = 2,31. 10 ⁻⁵ par essais de drainage dans les zones sableuses de l'aquifère Kh = [3,47. 10 ⁻⁷ - 1,74. 10 ⁻⁵] pour l'aquifère Yprésien Kh = 6,94. 10 ⁻⁶ pour le membre de Wemmel par essai de pompage Kh = 2,31. 10 ⁻⁵ pour le membre de Oedelem par essai de pompage Kh = 4,92. 10 ⁻⁵ pour le membre de Vlierzele après analyse granulométrique Kh = 3,21. 10 ⁻⁵ pour l'aquifère Lédo-Panilésien Kv = 1,16. 10 ⁻⁹ pour les argiles de la région d'Oedelem-Zomergem	
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	pas de données	

Aquitard des sables et argiles de Tielt UH/RBC_6 et Aquitard des sables et argiles de Moen UH/RBC_7 b	MESO : Sables du Landénien et de l'Yprésien Est (BERWE053) Belgique : Wallonie	Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE053	$K = 1,76. 10^{-4}$ (Molembais PR3) $K = 1,23. 10^{-3}$ (Molembais PR1) $K = 9,86. 10^{-4}$ (Molembais PR2)	$Kh_{\min} = 1,16. 10^{-7}$ $Kh_{\max} = 1,23. 10^{-3}$
		Pz1/P1 Capette <i>et al.</i> , 2018 Pz9/P1	pas de données pas de données	
		Pas de données pas de données		
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilézien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	$Kh = [1,16. 10^{-7} - 5,79. 10^{-5}]$ pour la MESO	
		Portail DOV	$Kh = 9,26. 10^{-6}$ pour le système aquifère bruxellois Lédo-Panilézien $Kv = 2,89. 10^{-8}$ pour le système aquifère bruxellois Lédo-Panilézien	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilézien et Yprésien</u>	$K = 2,31. 10^{-5}$ par essais de drainage dans les zones sableuses de l'aquifère $Kh = [3,47. 10^{-7} - 1,74. 10^{-5}]$ pour l'aquifère Yprésien $Kh = 6,94. 10^{-6}$ pour le membre de Wemmel par essai de pompage $Kh = 2,31. 10^{-5}$ pour le membre de Oedelem par essai de pompage $Kh = 4,92. 10^{-5}$ pour le membre de Vlierzele après analyse granulométrique $Kh = 3,21. 10^{-5}$ pour l'aquifère Lédo-Panilézien $Kv = 1,16. 10^{-9}$ pour les argiles de la région d'Oedelem-Zomergem	

Tableau 2: Valeurs des conductivités hydrauliques relatives aux aquifères et formations géologiques comparables aux différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois.

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Entité hydrogéologique similaire		Transmissivité T [m ² /s]		
			Sources	Différentes valeurs selon les sources	Valeurs approximées pour l'unité hydrogéologique de Bruxelles
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	MESO : Couverture quaternaire au-dessus des argiles Paléogène (CVS_0100_GWL_1 ; BEVL021)	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Pas de données	Pas de données	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données		
		Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Pléistocène de la Vallée flamande et de ses affluents</u>		Pas de données
	MESO : Dépôts alluviaux pléistocènes (CVS_0160_GWL_1 ; BEVL022)	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental</u>	Pas de données		
		Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique		Pas de données
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Pas de données		

Système aquifère sableux perché UH_RBC_2	MESO : Sables centraux de Campine (CKS_0200_GWL_1 ; BEVL031)	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Ensemble aquifère du Néogène</u> (<u>Miocène, Plio-Pléistocène,</u> <u>Complexe de Campine</u>)	T = [1,62. 10 ⁻³ - 3,65. 10 ⁻²] pour les sables de Diest (épaisseur maximale ~ 100 m) T = [3,55. 10 ⁻³ - 1,01.10 ⁻²] pour les sables de Merksplas (épaisseur maximale ~ 15 m) T = 2,55. 10 ⁻³ pour les sables de la Beerse (épaisseur non précisée)	Transmissivité _{min} = 1,62. 10 ⁻³ Transmissivité _{MAX} = 3,65. 10 ⁻²
	Aquifère : Sables de Berchem et/ou Voort (0254)	Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données	
	Belgique : Flandre	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022a	Pas de données	
		Portail DOV	Pas de données	
	MESO : Sables oligocènes (CVS_0400_GWL_1 ; BEVL023)	Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données	
	Aquifère : Aquifère de Ruisbroek-Berg (0430)	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Pas de données	
		Portail DOV	Pas de données	
	Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Système aquifère de l'Oligocène</u>	Pas de données	
	Le Paléogène du bassin du Wessex			
	Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	Pas de données	

Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele UH/RBC_4	MESO : Aquifère Bruxellois (BLKS_0600_GWL_1 ; BEVLE007) (BERWE051) Aquifère : Sables du Bruxellien (0620) Belgique : Wallonie/Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données	Transmissivité_{min} = 2,5. 10⁻⁵ Transmissivité_{MAX} = 10. 10⁻³
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Sables du Bruxellien</u>	Pas de données	
		Masse d'eau souterraine RWE051 - Sable du Bruxellien	$K = [3. 10^{-5} - 10^{-4}]$ pour l'aquifère des sables du Bruxellien (épaisseur maximale ~ 50 m)	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	Pas de données	
		Habils <i>et al.</i> , 2013	$K = [2,5. 10^{-3} - 10. 10^{-3}]$ pour les sables de l'Éocène $K = [2,5. 10^{-3} - 2,1. 10^{-3}]$ pour les sables de l'Éocène (épaisseur variant entre 15 et 30 m)	
		Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE051	Pas de données	
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données	
		Portail DOV	Pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien et Yprésien</u>	$K = [4,63. 10^{-5} - 9,26. 10^{-5}]$ par des tests de pompage à Gand dans l'aquifère Yprésien (épaisseur maximale ~ 35 m)	
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	Pas de données	

Aquitard des sables et argiles de Tielit UH/RBC_6 et Aquitard des sables et argiles de Moen UH/RBC 7_b	MESO : Sables du Landénien et de l'Yprésien Est (BERWE053) Belgique : Wallonie	Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE053	Pas de données Pas de données Pas de données	Transmissivité_{min} = 4,63. 10⁻⁵ Transmissivité_{MAX} = 9,26. 10⁻⁵
		Pz1/P1 Capette <i>et al.</i> , 2018 Pz9/P1	Pas de données Pas de données	
			Pas de données Pas de données	
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois <u>Lédo-Panilésien</u> (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	Pas de données	
		Portail DOV	Pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien</u> et Yprésien	K = [4,63. 10 ⁻⁵ - 9,26. 10 ⁻⁵] par des tests de pompage à Gand dans l'aquifère Yprésien (épaisseur maximale ~ 35 m)	

Tableau 3: Valeurs de transmissivité relatives aux aquifères et formations géologiques comparables aux différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Formation géologique similaire Sources		Porosité n [%]	
			Différentes valeurs selon les sources	Valeurs approximées pour l'unité hydrogéologique de Bruxelles
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	MESO : Couverture quaternaire au-dessus des argiles Paléogène (CVS_0100_GWL_1 ; BEVL021)	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	Porosité totale _{min} = 20 Porosité totale _{MAX} = 40
	Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Pléistocène de la Vallée flamande et de ses affluents</u>	n _{totale} = [20-25] pour le Pléistocène de la Vallée flamande	
	MESO : Dépôts alluviaux pléistocènes (CVS_0160_GWL_1 ; BEVL022)	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental</u>	n _{totale} = [35 - 40] pour les couches du Quaternaire	
	Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	

Système aquifère sableux perché UH_RBC_2	MESO : Sables centraux de Campine (CKS_0200_GWL_1 ; BEVL031) Aquifère : Sables de Berchem et/ou Voort (0254) Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Ensemble aquifère du Néogène (Miocène, Plio-Pléistocène, Complexe de Campine)</u>	pas de données	Porosité totale_{min} = 29 Porosité totale_{MAX} = 40	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données		
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022a	pas de données		
		Portail DOV	pas de données		
	MESO : Sables oligocènes (CVS_0400_GWL_1 ; BEVL023) Aquifère : Aquifère de Ruisbroek-Berg (0430) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données		
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données		
		Portail DOV	pas de données		
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Système aquifère de l'Oligocène</u>	pas de données		
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	$n_{totale} = [29 - 40]$ dans les strates du Paléogène		

Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele UH/RBC_4	MESO : Aquifère Bruxellois (BLKS_0600_GWL_1 ; BEVLE007) (BERWE051) Aquifère : Sables du Bruxellien (0620) Belgique : Wallonie/Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	Porosité effective de transport_{min} = 3,5 Porosité effective de transport_{MAX} = 26,5 Porosité effective = 3 Porosité totale_{min} = 29 Porosité totale_{MAX} = 40
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Sables du Bruxellien</u>	n_e de transport = [3,5 - 5,8] par essai de traçage dans l'aquifère du Bruxellien	
		Masse d'eau souterraine RWE051 - Sable du Bruxellien	pas de données	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	
		Habils <i>et al.</i> , 2013	$n_e = 3$ pour les sables de l'Éocène	
		Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE051	4 essais <i>in situ</i> dans du sable <u>Porosité effective de transport n_m</u> min = 8 ; maximum = 26,5 médiane = 19,35 ; moyenne = 11,1 variance = 52,84 ; écart-type = 7,30	
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilézien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Portail DOV	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilézien et Yprésien</u>	pas de données	
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	$n_{totale} = [29 - 40]$ dans les strates du Paléogène	

Aquitard des sables et argiles de Tielt UH/RBC_6 et Aquitard des sables et argiles de Moen UH/RBC 7_b	MESO : Sables du Landénien et de l'Yprésien Est (BERWE053) Belgique : Wallonie	Briers et al., 2017 Convention SERAN BERWE053	pas de données	pas de données
		Pz1/P1 Capette <i>et al.</i> , 2018 Pz9/P1	pas de données	
			pas de données	
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Portail DOV	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien et Yprésien</u>	pas de données	

Tableau 4: Valeurs de porosité totale, effective (de drainage et de transport) relatives aux aquifères et formations géologiques comparables aux différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois.

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Entité hydrogéologique similaire	Sources	Dispersivité α [m]	
			Différentes valeurs selon les sources	Valeurs approximées pour l'unité hydrogéologique de Bruxelles
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	MESO : Couverture quaternaire au-dessus des argiles Paléogène (CVS_0100_GWL_1 ; BEVL021) Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	$\alpha_L < 0,5$
		Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Pléistocène de la Vallée flamande et de ses affluents</u>	pas de données	
	MESO : Dépôts alluviaux pléistocènes (CVS_0160_GWL_1 ; BEVL022) Aquifère : Systèmes aquifères du Quaternaire (0100) Belgique : Flandre	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental</u>	Les valeurs de α_L dépassent rarement les 0,5 m	
		Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	

Système aquifère sableux perché UH_RBC_2	MESO : Sables centraux de Campine (CKS_0200_GWL_1 ; BEVL031)	Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Ensemble aquifère du Néogène</u> (Miocène, Plio-Pléistocène, <u>Complexe de Campine</u>)	pas de données	pas de données	
	Aquifère : Sables de Berchem et/ou Voort (0254)	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données		
	Belgique : Flandre	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022a	pas de données		
		Portail DOV	pas de données		
	MESO : Sables oligocènes (CVS_0400_GWL_1 ; BEVL023)	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données		
	Aquifère : Aquifère de Ruisbroek-Berg (0430)	Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données		
	Belgique : Flandre	Portail DOV	pas de données		
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Système aquifère de l'Oligocène</u>	pas de données		
	Le Paléogène du bassin du Wessex				
	Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	pas de données		

Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele UH/RBC_4	MESO : Aquifère Bruxellois (BLKS_0600_GWL_1 ; BEVLE007) (BERWE051) Aquifère : Sables du Bruxellien (0620) Belgique : Wallonie/Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	$\alpha_L = [60 - 70]$ pour les sables de l'Éocène 6 stations dans du sable Dispersivité longitudinale α_L min = 0,002 ; maximum = 8 médiane = 0,31 ; moyenne = 1,59 variance = 8,31 ; écart-type = 2,88
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Sables du Bruxellien</u>	pas de données	
		Masse d'eau souterraine RWE051 - Sable du Bruxellien	pas de données	
		Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b	pas de données	
		Habils <i>et al.</i> , 2013		
		Briers <i>et al.</i> , 2017 Convention SERAN BERWE051		
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	pas de données
		Portail DOV	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien et Yprésien</u>	pas de données	
	Le Paléogène du bassin du Wessex Royaume-Unis : comtés de Dorset et Hampshire	Neunmann <i>et al.</i> , 2004	pas de données	

$\alpha_{L_{min}} = 0,002$
 $\alpha_{L_{MAX}} = 70$

Aquitard des sables et argiles de Tielit UH/RBC_6 et Aquitard des sables et argiles de Moen UH/RBC 7_b	MESO : Sables du Landénien et de l'Yprésien Est (BERWE053) Belgique : Wallonie	Briers et al., 2017 Convention SERAN BERWE053	pas de données pas de données pas de données	$\alpha_{T_{min}} = 0,12$ $\alpha_{T_{MAX}} = 0,3$ $\alpha_{L_{min}} = 2,73$ $\alpha_{L_{MAX}} = 6,33$
		Pz1/P1 Capette <i>et al.</i> , 2018 Pz9/P1	Pour l'aquifère des sables du Paléocène $\alpha_T = 0,3$ $\alpha_L = 6,33$	
			Pour l'aquifère des sables du Paléocène $\alpha_T = 0,12$ $\alpha_L = 2,73$	
	MESO : Région des collines de l'aquifère yprésien (CVS_0800_GWL_3 ; BEVL028) Aquifère : Système aquifère bruxellois Lédo-Panilésien (0600) Belgique : Flandre	Plan de gestion du bassin hydrographique	pas de données	
		Portail DOV	pas de données	
		Dassargues <i>et al.</i> , 2014 <u>Aquifères du Lédo-Panilésien et Yprésien</u>	pas de données	

Tableau 5: Valeurs de dispersivité (transversale et longitudinale) relatives aux aquifères et formations géologiques comparables aux différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois.

2.1.1. Discussion d'ensemble des données issues de la recherche bibliographique

Pour chaque unité hydrogéologique du Système Phréatique Bruxellois et dans la mesure du possible, un intervalle de valeurs est proposé pour les différents paramètres : [*valeur minimale du paramètre observée dans les entités similaires ; valeur maximale du paramètre observée dans les entités similaires*]. Pour les diverses raisons mentionnées ci-dessous, il n'a en effet pas été possible de déterminer des valeurs moyennes ou médianes pour chaque paramètre :

- Manque de données : surtout pour la porosité (totale ou effective), les coefficients de dispersivité et la transmissivité.
- Non-uniformité des données : selon la source, les valeurs de porosité correspondent à une porosité totale, effective de drainage ou effective de transport. Il n'est donc pas possible de combiner ces données de porosité, non comparables d'un point de vue physique, dans une analyse d'ensemble.
- Données présentées sous différentes formes : dans certains cas, les paramètres sont donnés sous la forme d'intervalles, de moyennes ou encore de valeurs fixes, par exemple issues d'un essai de traçage.
- Effet d'échelle : la valeur de paramètres comme la dispersivité ou la porosité dépend fortement de l'échelle de l'essai (en laboratoire ou *in situ*). Cependant, l'échelle à laquelle les essais ont été réalisés n'est presque jamais précisée dans la bibliographie.

Les effets d'échelle et leurs effets sur le transport des polluants (en particulier la dispersion mécanique) ont depuis longtemps été mis en évidence en hydrogéologie (ex : Gelhar *et al.*, 1992). Ces effets ont également été mis en évidence dans le cadre de l'étude de « Caractérisation de la pollution par les nitrates dans la masse d'eau souterraine des sables du Bruxellien/Yprésien en région de Bruxelles Capitale » qui a clairement confirmé que l'échelle spatiale joue un rôle important notamment dans la définition des coefficients de dispersivité longitudinale et transversale (Petit *et al.*, 2018). Quand elle est mesurée à l'échelle du laboratoire, la dispersivité est représentative de l'échelle des pores tandis que lors d'essais sur terrain à plus grande échelle, les hétérogénéités sont considérées. On parle alors plutôt de macro-dispersivité (Dassargues, 2010). Sans précision quant à l'échelle des essais, il n'est donc pas réaliste de compiler les valeurs de dispersivité ensemble, voire d'extrapoler l'utilisation de données issues d'un essai réalisé dans un contexte géologique donné et à une échelle donnée (et souvent inconnue) à d'autres contextes.

Dans la base de données SERAN, les valeurs de dispersivité encodées sont parfois anormalement élevées. Ces valeurs sont pourtant déduites de calibrations de modèles sur les courbes de restitution observées lors d'essais de traçage. La surestimation des données de dispersivité est probablement due à des calibrations peu satisfaisantes.

De manière générale, pour définir des valeurs de paramètres d'un milieu, des essais *in situ* sont toujours à privilégier par rapport à des recherches bibliographiques car ces derniers rendent compte de l'hétérogénéité et des caractéristiques spécifiques du milieu considéré.

2.2. Comparaison des intervalles des paramètres définis pour le Système Phréatique Bruxellois avec des valeurs de référence.

Les intervalles de valeurs approximatifs pour le Système Phréatique Bruxellois peuvent être comparés avec des valeurs de référence de la modélisation du Système Phréatique Bruxellois ou de livres de référence (Tableau 6, Tableau 7 et Tableau 8) :

- Dans le cadre de la modélisation hydrogéologique du Système Phréatique Bruxellois, les valeurs de porosités effectives de drainage sont principalement issues de la littérature sur base de la description de la lithologie tandis que les valeurs de conductivités hydrauliques sont définies après calibration du modèle (Kresic, 2007 et Morris *et al.*, 1967). Des valeurs "moyennes" de référence ont été attribuées à chaque unité du Système Phréatique Bruxellois pour la conductivité hydraulique ainsi que la porosité effective de drainage.
- Des valeurs de référence classées selon la lithologie sont issues de la DGO3 (2018) et de Dassargues (2020) d'après Freeze, 1979 et Fetter 2001. Les dispersivités verticale et transversale sont données selon la valeur de la dispersivité longitudinale et dépendent de l'échelle de l'essai.

La comparaison n'a pas pu être effectuée pour la transmissivité car ce paramètre dépend fortement des caractéristiques de l'aquifère considéré (notamment son épaisseur) et ne présente pas de valeur de référence.

Toutefois, il est important de noter que les valeurs de référence classées selon la lithologie sont à considérer avec précaution car la valeur des paramètres varie fortement en fonction des conditions hydrogéologiques ou géomécaniques du milieu considéré. Par exemple, la forme des grains, leur degré de compaction ainsi que leur distribution granulométrique influence fortement la valeur de porosité effective du matériau.

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Paramètres		Conductivité hydraulique K [m/s]		
	Source Lithologie	Intervalle de valeurs	Valeurs de référence		
		Recherche bibliographique	Modèle BPSM ⁴ Agniel, 2020	Direction générale opérationnelle (DGO3), 2018	Dassargues, 2020 d'après Freeze, 1979 et Fetter 2001
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	Limon	[1,16. 10⁻¹⁰ - 3,47. 10⁻³]	1,27. 10 ⁻³	K= 10 ⁻⁷	K = [10 ⁻¹³ - 10 ⁻⁷]
	Sable			K= 2. 10 ⁻⁴	K = [10 ⁻⁶ - 10 ⁻²]
	Gravier			K= 4. 10 ⁻³	K = [10 ⁻⁴ - 10 ⁻¹]
UH_RBC_2 Système aquifère sableux perché	Sable	[1,16. 10⁻¹⁰ - 5,32. 10⁻⁴]	2,85. 10 ⁻⁵	K= 2. 10 ⁻⁴	K = [10 ⁻⁶ - 10 ⁻²]
UH/RBC_4 Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele	Sable	[1,16. 10⁻⁷ - 5,74. 10⁻³]	9,54. 10 ⁻⁵	K= 2. 10 ⁻⁴	K = [10 ⁻⁶ - 10 ⁻²]
UH/RBC_6 Aquitard des sables et argiles de Tielt	Sable	[1,16. 10⁻⁷ - 1,23. 10⁻³]	2,36. 10 ⁻⁶	K= 2. 10 ⁻⁴	K = [10 ⁻⁶ - 10 ⁻²]
	Argile			K= 10 ⁻⁷	K = [10 ⁻¹³ - 10 ⁻⁷]
UH/RBC 7_b Aquitard des sables et argiles de Moen	Sable	[1,16. 10⁻⁷ - 1,23. 10⁻³]	5,68. 10 ⁻⁶	K= 2. 10 ⁻⁴	K = [10 ⁻⁶ - 10 ⁻²]
	Argile			K= 10 ⁻⁷	K = [10 ⁻¹³ - 10 ⁻⁷]

Tableau 6. Comparaison des intervalles de conductivité hydraulique définis pour les différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois avec des valeurs de référence ou issues de la modélisation du Système Phréatique Bruxellois (d'après Agniel, 2020 ; DGO3, 2018 ; Dassargues, 2020 ; Freeze, 1979 et Fetter, 2001).

⁴ « Brussels Phreatic System Model »

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Paramètres		Porosité n [%]			
	Source	Lithologie	Intervalle de valeurs	Valeurs de référence		
			Recherche bibliographique	Modèle BPSM Agniel, 2020	Direction générale opérationnelle (DGO3), 2018	Dassargues, 2020 d'après Freeze, 1979 et Fetter 2001
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	Limons	Sable	n_{totale} = [20 - 40]	n _e de drainage = 20	n _e de drainage = 0,5	n _{totale} = [40 - 70] n _e de drainage = [0,1 - 3]
	Sable				n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 35] n _e de drainage = [5 - 25]
	Gravier				n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 25] n _e de drainage = [5 - 25]
UH_RBC_2 Système aquifère sableux perché	Sable		n_{totale} = [29 - 40]	n _e de drainage = 20	n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 35] n _e de drainage = [5 - 25]
UH/RBC_4 Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele	Sable		n_m de transport = [3,5 - 26,5] n_e = 3 n_{totale} = [29 - 40]	n _e de drainage = 20	n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 35] n _e de drainage = [5 - 25]
UH/RBC_6 Aquitard des sables et argiles de Tielt	Sable	Argile	pas de données	n _e de drainage = 8	n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 35] n _e de drainage = [5 - 25]
	Argile				n _e de drainage = 0,5	n _{totale} = [40 - 70] n _e de drainage = [0,1 - 3]
UH/RBC 7_b Aquitard des sables et argiles de Moen	Sable	Argile	pas de données	n _e de drainage = 8	n _e de drainage = 5	n _{totale} = [15 - 35] n _e de drainage = [5 - 25]
	Argile				n _e de drainage = 0,5	n _{totale} = [40 - 70] n _e de drainage = [0,1 - 3]

Tableau 7. Comparaison des intervalles de porosité définis pour les différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois avec des valeurs de référence ou issues de la modélisation du Système Phréatique Bruxellois (d'après Agniel, 2020 ; DGO3, 2018 ; Dassargues, 2020 ; Freeze, 1979 et Fetter, 200).

Unité hydrogéologique bruxelloise (UH/RBC)	Paramètres		Dispersivité α [m]	
	Lithologie	Source	Intervalle de valeurs	Valeurs de référence
			Recherche bibliographique	Direction générale opérationnelle (DGO3), 2018
Aquifère des limons, sables et graviers alluviaux UH-RBC_1b	Limon	$\alpha_L < 0,5$		$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
	Sable			$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
	Gravier			$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
UH_RBC_2 Système aquifère sableux perché	Sable	pas de données		$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
UH/RBC_4 Aquifère des sables de Wemmel, Lede, Bruxelles et Vlierzele	Sable	$\alpha_{Lmin} = 0,002$ $\alpha_{LMAX} = 70$		$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
UH/RBC_6 Aquitard des sables et argiles de Tielt	Sable	$\alpha_{Tmin} = 0,002$ $\alpha_{TMAX} = 70$ $\alpha_{Lmin} = 0,002$ $\alpha_{LMAX} = 70$		$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
	Argile			$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
UH/RBC 7_b Aquitard des sables et argiles de Moen	Sable	$\alpha_{Tmin} = 0,12$ $\alpha_{TMAX} = 0,3$ $\alpha_{Lmin} = 2,73$ $\alpha_{LMAX} = 6,33$		$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$
	Argile			$\alpha_T = 0,33. \alpha_L$ $\alpha_V = 0,56. \alpha_L$

Tableau 8. Comparaison des intervalles de dispersivité définis pour les différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois avec des valeurs de référence (d'après DG03, 2018).

La comparaison des intervalles de valeurs de paramètres déterminés suite à la recherche bibliographique avec les valeurs de référence n'est pas possible ni pour la porosité ni pour la dispersivité pour deux raisons principales :

- Valeurs de référence pour la dispersivité données en fonction du paramètre α_L ;
- Valeurs de porosité insuffisantes et physiquement incomparables (*i.e* concernent, selon la source, tantôt la porosité totale tantôt la porosité effective de drainage).

Toutefois, les données concernant la conductivité hydraulique sont suffisantes pour permettre une comparaison des ordres de grandeur (Figure 1).

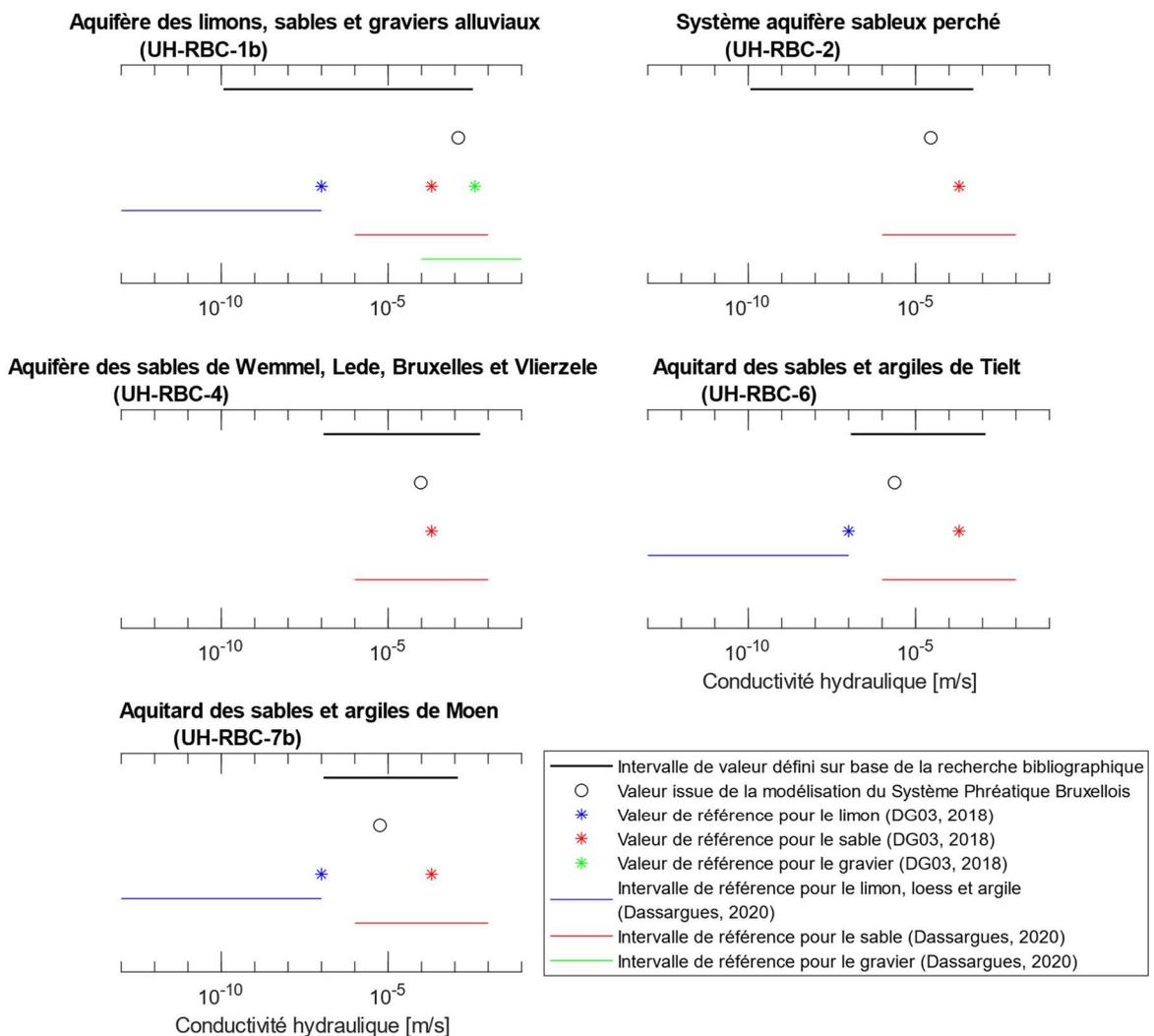


Figure 1. Comparaison des ordres de grandeur de conductivité hydraulique pour chaque unité du Système Phréatique Bruxellois.

Globalement, pour chaque unité hydrogéologique du Système Phréatique Bruxellois, les intervalles de valeurs de conductivité hydraulique définis sur base de la recherche bibliographique sont cohérents avec les valeurs issues de la modélisation du Système Phréatique Bruxellois ainsi que les valeurs et intervalles de référence. Toutefois, il est attendu que les intervalles de valeurs de référence classées par lithologies s'écartent des intervalles de valeurs basés de la recherche bibliographique. En effet, ces valeurs de référence renseignent des ordres de grandeur de conductivité hydraulique pour une lithologie spécifique là où les différentes unités hydrogéologiques du Système Phréatique Bruxellois sont hétérogènes.

Il reste à rappeler que la recherche bibliographique a permis de mettre en évidence des intervalles de valeurs de conductivité hydraulique de type [*valeur minimale du paramètre observée dans les entités similaires ; valeur maximale du paramètre observée dans les entités similaires*]. Cela explique pourquoi l'intervalle de conductivité hydraulique dans l'aquifère des limons, sables et graviers alluviaux (UH-RBC-1b) est compris entre 10^{-10} et 10^{-3} m/s là où la valeur définie lors de la modélisation du Système Phréatique Bruxellois est plutôt de l'ordre de 10^{-3} m/s. En effet, dans l'Atlas des « Aquifères & eaux souterraines en Belgique », un intervalle de conductivité hydraulique de l'ordre de [$1,16 \cdot 10^{-10}$ - $1,16 \cdot 10^{-4}$] est associé aux couches peu perméables de l'aquifère du Quaternaire de la plaine côtière et des polders de l'Escaut Occidental (cfr. Tableau 2). Cette valeur a donc été considérée comme la « *valeur minimale de la conductivité hydraulique observée dans l'unité UH-RBC-1b du Système Phréatique Bruxellois* ».

2.3. Discussion générale

Les valeurs des paramètres relatifs aux formations géologiques comparables au Système Phréatique Bruxellois sont variables. Certaines sources bibliographiques présentent des valeurs moyennes de conductivité hydraulique pour un aquifère ; d'autres détaillent la conductivité hydraulique formation par formation. Pour différentes raisons (manque de données, non-uniformité des données, effet d'échelle, ...), il n'est pas possible de proposer une valeur moyenne ou médiane pour chaque paramètre des unités du Système Phréatique Bruxellois. C'est pourquoi les paramètres sont présentés sous la forme d'un intervalle [*valeur minimale du paramètre observée dans les entités similaires ; valeur maximale du paramètre observée dans les entités similaires*]. De plus, établir une valeur pour une unité hydrogéologique en calculant la moyenne ou la médiane des valeurs de paramètres trouvées dans la bibliographie ne permet pas de rendre compte de l'hétérogénéité du milieu.

Pour chaque unité hydrogéologique du Système Phréatique Bruxellois, les intervalles de valeurs de conductivité hydraulique semblent cohérents vis-à-vis des valeurs de référence. Toutefois, les intervalles définis pour les différentes unités du Système Phréatique Bruxellois sont à considérer avec précaution. Il reste préférable d'établir les valeurs des paramètres sur base d'essais *in situ*.

3. Synthèse des paramètres caractérisant le transfert des polluants pertinents pour les eaux souterraines

La synthèse relative aux paramètres caractérisant le transfert des polluants pour les eaux souterraines a été élaborée dans le cadre du Volet 1 du marché et incluse dans la 'note sur la sélection des polluants pertinents' réalisée en octobre 2022 (Thomas *et al.*, 2022). L'objectif de cette note consistait à identifier les polluants potentiellement présents dans les eaux de ruissellement, catalogués de pertinents pour les eaux souterraines ainsi que les eaux de surface.

Les processus physiques, chimiques et biologiques jouant un rôle dans le transfert des polluants dans les nappes phréatiques y sont étudiés, décrits et synthétisés. Les paramètres de persistance, de transfert et de toxicité/écotoxicité pour la santé humaine et l'environnement sont identifiés pour chaque polluant considéré comme pertinent conformément au Volet 1 du marché.

La « note sur la sélection des polluants pertinents » est reprise en annexe du présent rapport Volet 3.

4. Méthodologie permettant l'évaluation des risques de transfert des polluants vers la nappe phréatique

4.1. Introduction – objectifs

Dans le cadre du Volet 3 de l'étude, une méthodologie doit être développée et proposée pour évaluer les risques de transfert des polluants mis en évidence dans la partie I de l'étude à travers le Système Phréatique Bruxellois compte tenu notamment des outils de modélisation de transport de masse (FEFLOW) et de transfert de polluants (F-Leach) à Bruxelles Environnement.

À la suite, une série de notions de base sont rappelées concernant l'évaluation du risque de pollution des eaux souterraines et comment celui-ci peut s'articuler avec un travail d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines tel que développé dans le cadre du Volet 2 du présent marché.

Dans un deuxième temps, la méthodologie proposée, fortement inspirée des travaux menés par le Groupe HGE-ULiège pour la Région wallonne, est décrite en mettant autant que possible en évidence les défis et spécificités qui devront ultérieurement être relevés et remplis pour que l'approche soit effectivement adaptée au contexte de la Région de Bruxelles Capitale et aux problématiques de pollutions qu'on y rencontre plus spécifiquement.

La dernière partie de ce chapitre consiste en une analyse comparée de la méthodologie proposée par rapport aux outils FEFLOW et F-Leach disponibles à Bruxelles Environnement. Cette comparaison aura essentiellement pour but de définir les avantages et inconvénients éventuels de chaque approche, leurs périmètres respectifs d'application et les complémentarités qui pourraient être envisagées.

4.2. Description de la méthodologie

4.2.1. Définition du risque de pollution de l'eau souterraine

Les méthodologies d'évaluation du risque de pollution de l'eau souterraine reposent généralement sur une approche Source – Cheminement – Récepteur (Figure 2a). La Source est ce qui est à l'origine de l'émission de polluants dans l'environnement (activité polluante ...). Le Récepteur est ce qui est susceptible d'être exposé à ces polluants et pour lequel on cherche à évaluer ce risque d'exposition. En l'occurrence ici, il peut s'agir soit de l'eau souterraine dans son ensemble, en tant que ressource, soit de certains points particuliers au sein de cette eau souterraine tels que des captages de production d'eau potable. Le Cheminement est le lien de causalité entre la Source et le Récepteur. En l'occurrence ici, si on évalue le risque de pollution de la ressource en eau souterraine dans son ensemble, il s'agira de la zone non saturée située entre la surface du sol et la surface de la nappe (risque de lessivage). Si on évalue le risque de pollution d'un captage, on intégrera le transfert des polluant dans la nappe dans l'évaluation du risque (risque de dispersion).

La notion de risque de pollution de l'eau souterraine est donc parfois un peu ambiguë et variable en fonction du contexte dans le cadre duquel elle est développée (ex : études de sols pollués, protection des captages d'eau souterraine ...).

La définition proposée ici est celle reprise dans le cadre de l'Action COST 620 (Zwahlen, 2004). Suivant cette approche, le risque de pollution de l'eau souterraine repose sur le croisement de trois éléments (Equation 1) :

- l'aléa lié aux activités potentiellement polluantes ;
- la vulnérabilité (intrinsèque ou spécifique) de l'eau souterraine à la contamination ;
- les conséquences potentielles de la contamination.

$$\text{Risque (R)} = \text{Aléa (A)} \times \text{Vulnérabilité (V)} \times \text{Conséquences (C)} \quad (1)$$

Ces trois éléments et leur liaison avec l'approche conceptuelle Source – Cheminement – Récepteur sont illustrés à la Figure 2 ci-dessous.

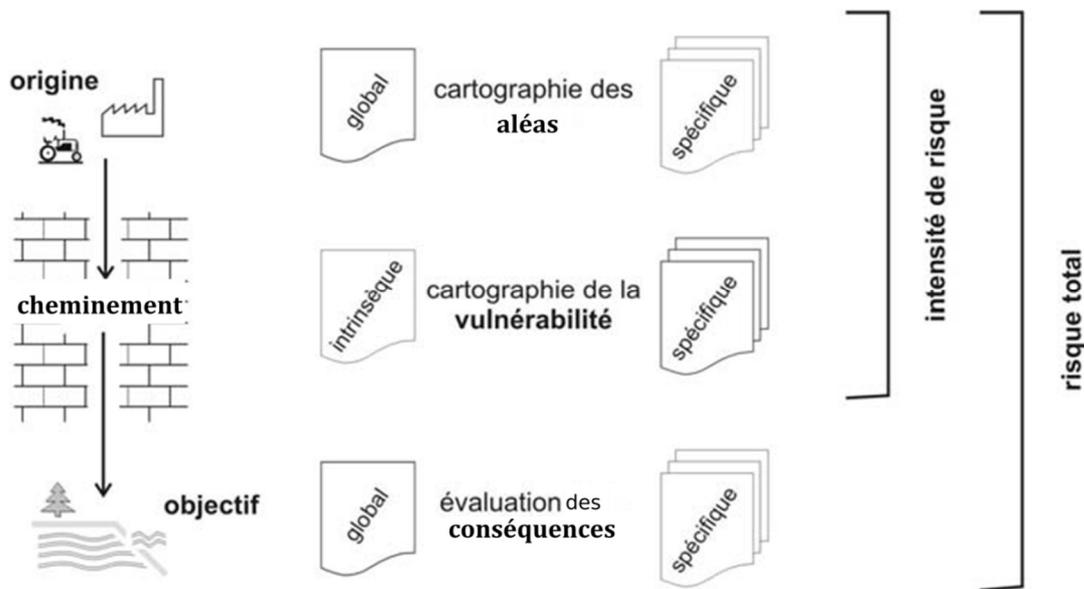


Figure 2. Représentation schématique du concept de risque de pollution de l'eau souterraine

Lors du 5^{ème} Comité d'Accompagnement, il a été convenu que l'approche risque développée dans le Volet 3 serait basée sur l'approche Apsû telle que développée en Wallonie et adaptée au contexte de la Région de Bruxelles Capitale dans le cadre du Volet 2 du présent marché. L'évaluation du risque de pollution de l'eau souterraine qui va en résulter porte donc sur la ressource dans son ensemble puisqu'elle ne prend en compte que l'effet de la zone non saturée. Il ne s'agit pas d'une cartographie de vulnérabilité de sources/captages pour laquelle il faudrait prendre l'effet du transfert des polluants à travers la zone non saturée mais aussi leur transfert au sein de la nappe.

La carte de risque de pollution de l'eau souterraine peut être obtenue « simplement » en croisant la carte de vulnérabilité et la carte d'aléa. Dans ce cas, on parle en général de cartographie de l'intensité de risque. Cependant, ajouter la notion de conséquences permet de refléter l'importance de la nappe ou de certains secteurs en son sein. On parle alors de cartographie du risque total. Par exemple, dans les cartes de vulnérabilité, les formations de type aquitard voire aquiclude sont généralement classifiées comme très vulnérables parce que le niveau piézométrique est proche de la surface. Cependant, ces formations ne sont pratiquement pas exploitées. La conséquence d'une pollution dans un tel contexte est donc a priori moins importante si on fait cette hypothèse que cette eau n'est pas utilisée pour la consommation humaine. A contrario, pour les unités hydrogéologiques aquifères qui sont fortement exploitées, une grande vulnérabilité entraînera des conséquences beaucoup plus importantes en cas de pollution, et ce d'autant plus qu'on se trouve à proximité de captages (ce qui permet déjà dans une certaine mesure de tendre vers une évaluation du risque de pollution de ces derniers).

4.2.2. Cartographie de l'aléa

Pour cartographier l'aléa, plusieurs éléments sont nécessaires :

- Identifier les activités potentiellement polluantes,
- Pouvoir lier le type d'activité avec les polluants susceptibles d'être présents,
- Définir la probabilité d'occurrence d'un accident éventuel en lien avec cette activité,
- Connaître la charge éventuelle de polluant qui est susceptible d'être émise dans l'environnement suite à cet événement.

L'identification des activités potentiellement polluantes doit reposer sur la collecte et la combinaison de toute une série de couches d'informations telles que l'occupation du sol, des inventaires d'activités industrielles potentiellement polluantes, les égouts, etc.

Pour établir la liaison entre les activités et les polluant susceptibles d'être présent, on a généralement recours à des matrices activité – polluant (MA≡P). Plusieurs matrices de ce type sont disponibles (ex : matrice « activité-polluant » du BRGM⁵).

Il est généralement très difficile de quantifier la probabilité d'occurrence d'un accident et la charge éventuelle de polluant associée. Dans le projet COST 620 (Zwahlen, 2004), une première approche avait été proposée dans le cas (très fréquent) où il n'était pas possible d'avoir des données quantifiées de l'aléa. Un poids était assigné à chaque activité polluante en fonction du degré de « toxicité » que peut représenter l'activité. On verra cependant au

⁵ Matrice « activités – polluants » du BRGM reprise à l'annexe D du guide : "diagnostic du site" du Ministère français de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables (MEDAD) disponible sur le site web : <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/base-de-donnees/bd-activipoll>

point suivant qu'il sera essentiel de classer les sources de pollution identifiées selon différents scénarios (pollution ponctuelle vs diffuse, instantanée vs continue).

4.2.3. Cartographie de la vulnérabilité

Pour le croisement aléa – vulnérabilité, la première chose est de définir si on se base sur la cartographie de vulnérabilité intrinsèque, principalement basée sur le temps de transfert minimal vers la nappe, ou la cartographie de vulnérabilité spécifique qui peut être également soit sur le temps de transfert minimal (tenant compte des mécanismes de sorption et dégradation) mais qui peut aussi être basée sur la quantité relative de polluant qui atteint la nappe.

Des premiers travaux réalisés dans le cadre du projet APSUGIS2 pour compte du SPW-ARNE, et en particulier dans le cadre d'un travail de fin d'études (Micella 2020) ont permis de tirer quelques premières conclusions en la matière et particulièrement le fait que cela dépend fortement du scénario de pollution envisagé. Les sources de pollution peuvent en effet être classées suivant deux grands critères (Figure 3) : leur extension spatiale allant d'une pollution ponctuelle à une pollution diffuse ; et leur évolution temporelle, allant d'une pollution instantanée à une pollution continue (ou chronique). Suivant cette classification, un déversement de mazout lors d'un accident routier constitue une pollution ponctuelle instantanée alors que des épandages de fertilisants ou de produits phytopharmaceutiques sur des terres agricoles constitue une pollution diffuse et continue (par le caractère répétitif de ces épandages).

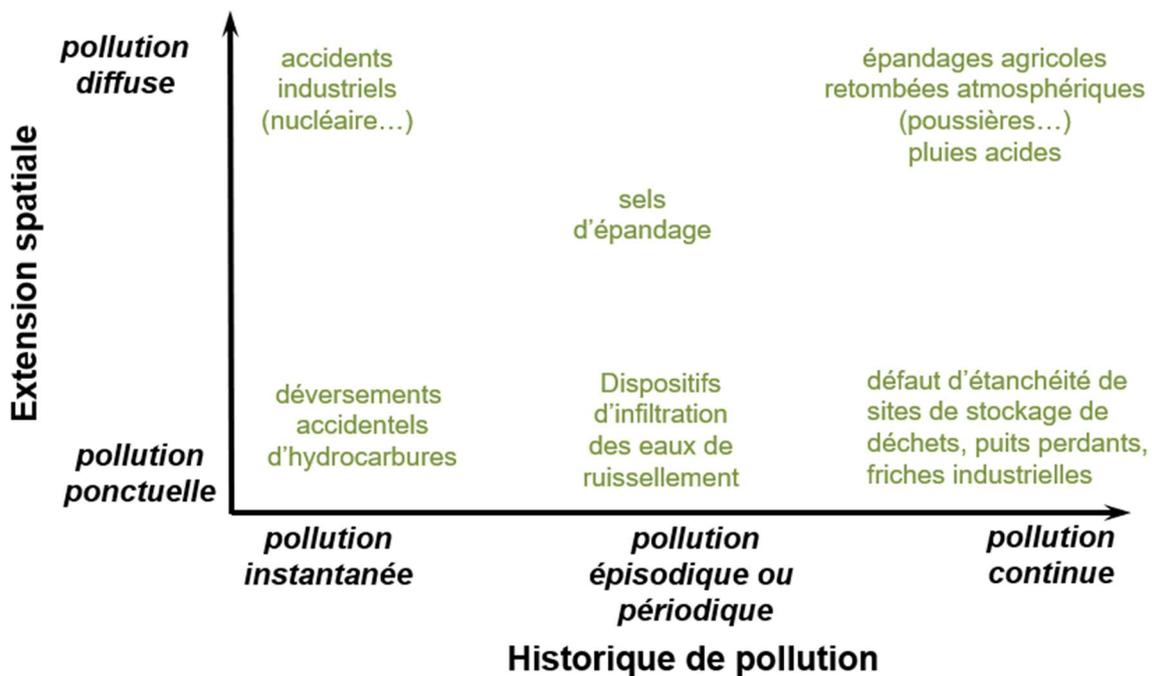


Figure 3. Classification des sources de pollution en fonction de leur extensions spatiale et temporelle.

En matière de vulnérabilité (et donc de risque de pollution), le critère de temps de transfert est bien adapté au scénario d'une pollution instantanée puisqu'il indique en combien de temps le polluant émis lors de cet accident est susceptible d'atteindre la nappe. En revanche, pour une pollution continue, le critère de temps de transfert n'a pas de sens vu que le polluant est émis continuellement au cours du temps. Dans ce deuxième cas de figure, ce sont les processus d'atténuation (sorption et dégradation) qui vont faire que le polluant va finir par atteindre ou pas la nappe. Il est donc plus pertinent de se baser sur la quantité relative de polluant qui atteint la nappe, et donc sur la vulnérabilité spécifique, plutôt que sur le temps de transfert pour l'évaluation du risque de pollution de l'eau souterraine.

4.2.4. Cartographie des conséquences

La cartographie des conséquences d'une pollution repose sur une série d'informations et critères qui peuvent justifier de porter plus ou moins d'attention à certains secteurs de la nappe d'eau souterraine potentiellement plus sensibles.

Quelques exemples :

- Les zones de protection de captages peuvent servir de base à une classification basée sur des conséquences croissantes plus on est proche du captage pour tenir compte des conséquences sur la production d'eau potable.
- Des zones bénéficiant d'un statut de protection en lien avec la conservation de la nature et de la biodiversité tels que des sites Natura 2000 pour tenir compte des conséquences éventuelles d'une pollution sur les écosystèmes associés (en particulier les écosystèmes aquatiques dépendants).
- Le fait de se situer à l'amont ou à l'aval hydrogéologique d'une masse d'eau souterraine : une pollution ayant lieu à l'amont est susceptible de dégrader un volume plus significatif d'eau souterraine.

4.2.5. Méthodologie générale proposée pour l'évaluation du risque de pollution de l'aquifère phréatique en Région de Bruxelles Capitale

Sur base des explications données précédemment, on peut proposer un organigramme (Figure 4) qui décrit de manière générale la séquentialité et les relations entre les différentes étapes à accomplir en vue d'évaluer le risque de pollution de l'eau souterraine. L'approche proposée se veut la plus générale possible et peut aboutir à un résultat cartographique mais elle peut également s'appliquer de manière beaucoup plus locale et ciblée.

Le point de départ est la cartographie des sources de pollution. À partir de celle-ci, on va pouvoir :

- Identifier les polluants concernés, soit directement, soit à partir d'une matrice activités-polluants et parmi ceux-ci éventuellement cibler a priori ceux pour lesquels une analyse de risque est jugée nécessaire ;
- Délimiter spatialement les zones potentiellement polluées (zonation) ;
- Associer à chaque source potentielle de pollution un scénario (instantané vs continu ; ponctuel vs diffus) ;
- Estimer la charge polluante.

La cartographie de l'aléa découle de ces différentes informations et est basée sur la zonation des sources potentielles de pollution, des polluants qui y sont ciblés et des charges polluantes associées.

Partant de la liste des polluants ciblés, les propriétés de retard et dégradation qui leurs sont associés sont définies (via notamment la base de données constituée dans le cadre du présent marché). En fonction des scénarios de pollution, on va déterminer le critère à adopter pour l'évaluation de la vulnérabilité spécifique (temps de transfert ou masse relative de polluant atteignant la nappe). Sur base de l'ensemble de ces informations, une carte de vulnérabilité spécifique peut être générée au sein de chaque zone, tenant compte de la diversité des polluants et des scénarios de pollution associés.

Le croisement vulnérabilité – aléa fournit la carte d'intensité du risque, qui elle-même est combinée à la cartographie des Conséquences pour fournir la cartographie du risque total de pollution de l'eau souterraine.

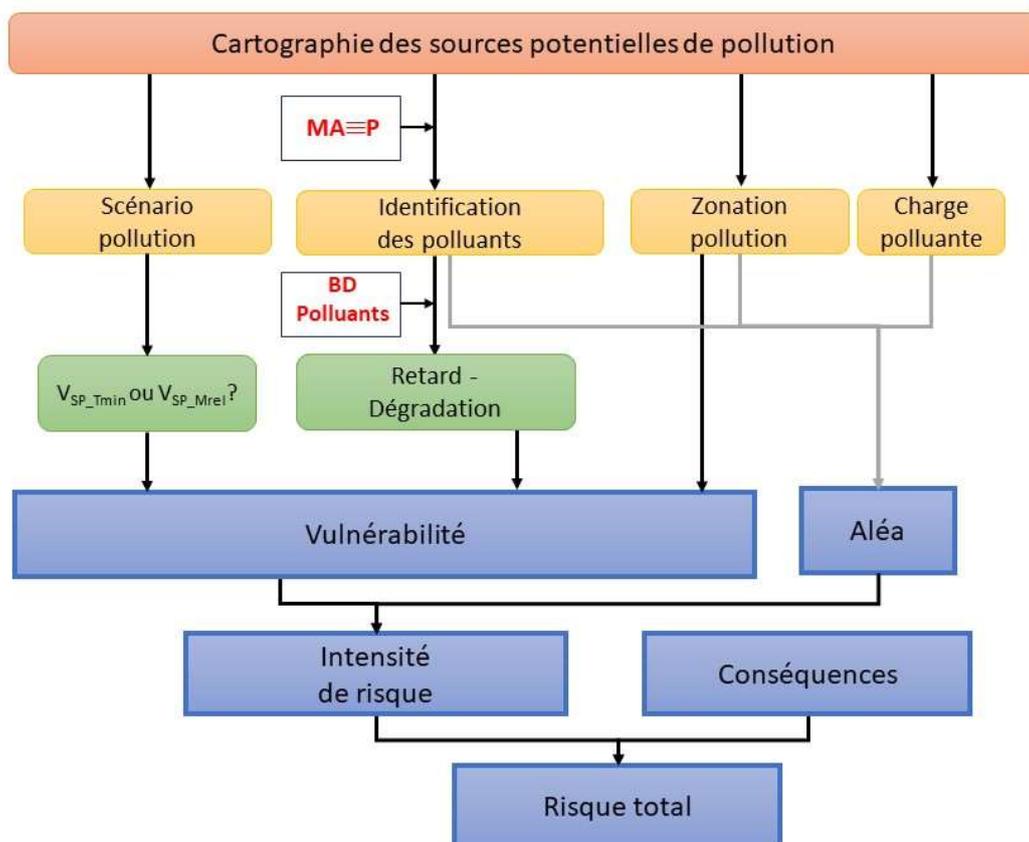


Figure 4. Organigramme descriptif de l'approche risque de pollution de l'eau souterraine proposée.
 VSP_Tmin : vulnérabilité spécifique basée sur le temps de transfert minimum du polluant vers la nappe,
 VSP_Mrel : vulnérabilité spécifique basée sur la quantité relative de polluant qui atteint la nappe.

4.3. Comparaison avec les outils F-Leach et FEFLOW disponibles à Bruxelles Environnement

4.3.1. Introduction

Bruxelles Environnement dispose de différents outils de transport de masse et transfert de polluants qui ont été développés et/ou sont utilisés pour répondre à une série de questions relatives à la gestion des ressources en eau souterraine en Région de Bruxelles Capitale et à la gestion des problématiques de sols pollués.

L'approche ApsûBru développée dans le cadre du présent marché vient s'ajouter à ce panel d'outils et, dans une perspective globale d'évaluation du risque de pollution des eaux souterraines de l'Aquifère Phréatique Bruxellois, il est intéressant de comparer les outils disponibles en vue de dégager leurs spécificités respectives et les complémentarités qu'ils peuvent proposer. A la suite, les outils existants (FEFLOW et F-Leach) sont comparés à l'approche ApsûBru sur base d'une série d'éléments qui les caractérisent. Cette comparaison est réalisée sur base du Tableau 9 ci-dessous.

Tableau 9. Comparatif des outils FEFLOW et F-Leach disponibles à Bruxelles Environnement avec l'approche ApsûBru développée dans le cadre du marché.

Critère	FEFLOW	F-Leach	ApsûBru
Bref descriptif de l'outil	Modèle numérique (méthode des éléments finis) permettant la modélisation tridimensionnelle des écoulements et du transport réactif des polluants en milieu souterrain variablement saturé en eau	Modules d'évaluation du risque de lessivage vers lessivage de polluants à partir d'une tâche de pollution ponctuelle du sol et d'évaluation du risque de dispersion latérale des polluants par transport dans l'eau souterraine.	Méthode de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque ou spécifique de l'eau souterraine basée sur le transport unidimensionnel, vertical et réactif (sorption et dégradation linéaires) d'un polluant entre la surface du sol et le toit de la nappe d'eau souterraine.
Méthode de résolution	Méthode des éléments finis	Solutions analytiques	Solution analytique
Types d'équations résolues	Equations d'écoulement et de transport des polluants en milieu poreux équivalent	??	Solution analytique CXTFIT de l'équation de transport de polluant en milieu poreux équivalent appliquée en cascade à travers une série de couches géologiques
Régime d'écoulement et de transport	Écoulement et transport en régime permanent ou transitoire	Écoulement : régime permanent Transport : lessivage permanent et dispersion transitoire	Écoulement : régime permanent Transport : régime transitoire

Echelle de travail	Local à régional	Local (échelle d'une tâche de pollution)	Régional (grille de base) mais application locale possible
Dimensionnalité	3D	1D vertical 2D horizontal	1D vertical
Problème direct vs. inverse	Problème direct (de type scénario) ou inverse (calibration)	Problème direct (évaluation du risque de lessivage et de dispersion)	Problème direct (lessivage)
Degré de complexité	Élevé : Modèle potentiellement complexe, avec une approche distribuée des paramètres sur un maillage tridimensionnel et un nombre important de processus d'écoulement et de transport réactif. Paramètres généralement obtenus par calibration du modèle avec des données et observations de terrain.	Bas : Module de lessivage simplifié (équation de O'Connor). Module de dispersion basé sur une solution analytique pouvant être paramétrée par l'utilisateur. REM : Les deux modules ne fonctionnent pas vraiment en continuité (i.e. pas de calcul lessivage + dispersion car pas de continuité du flux massique de polluant entre les deux modules).	Modéré : Approche maillée et module de lessivage basé sur le transport par advection et dispersion à travers une succession de couches Paramètres par défaut par type de géologie et en fonction de quelques choix préalables de l'utilisateur.
Potentiel d'utilisation pour une étude de risque	FEFLOW peut en principe être utilisé pour tout type de scénario de pollution mais la mise en œuvre d'un tel outil ne se justifie	Outil classiquement utilisé dans les premières phases d'études de sols pollués, pour une évaluation simplifiée des risques de lessivage	Outil plutôt dédié à un travail de cartographie du risque de pollution

de pollution eau souterraine	en principe que pour des cas relativement complexes et/ou régionaux, dans une phase avancée de l'étude de risque, quand les données commencent à s'accumuler.	et dispersion des polluants vers et dans l'eau souterraine	sur base de processus physiques et d'une paramétrisation par défaut.
------------------------------	---	--	--

4.3.2. Conclusions issues du travail de comparaison

Le comparatif proposé au Tableau 9 permet de tirer des conclusions quant aux différences et complémentarités entre les 3 outils examinés.

L'outil F-Leach est fortement centré sur des études de risque de lessivage et dispersion de polluants dans le cadre d'études de sols pollués. Il repose sur des principes physiques assez simplifiés (ex : concept de coefficient de dilution) et ne permet a priori pas une approche couplée lessivage et dispersion.

Le modèle FEFLOW est un outil de modélisation des écoulements et du transport des polluants dans les eaux souterraines en 3 dimensions. Il s'agit d'un outil de calcul puissant mais qui demande une maîtrise avancée des approches de type modélisation numérique et un travail conséquent de préparation des données, génération du maillage, des conditions limites etc. Un tel outil vise donc avant tout à répondre à des questions complexes en hydrogéologie, et pour peu que les données soient disponibles en suffisance pour alimenter ce travail de modélisation.

L'outil ApsûBru se rapproche de F-Leach par la simplicité des principes physiques qui le sous-tendent et de l'outil FEFLOW par son caractère spatialement distribué. Il permet de fournir une information cartographique et spatialisée de la plus ou moins grande vulnérabilité des eaux souterraines, tenant compte de principes physiquement basés relatif au transport des polluants depuis la surface du sol, jusqu'à la nappe d'eau souterraine et d'une paramétrisation simplifiée mais réaliste des propriétés hydrodynamiques et hydrodispersives des formations géologiques traversées et, dans le cas d'une approche vulnérabilité spécifique, des propriétés des polluants concernés (sorption et dégradation).

5. Références

- Agniel, M., 2020. "Modélisation hydrogéologique en éléments finis du Système Phréatique Bruxellois". Brussels Phreatic system model VERSION 1.0
- Briers, P., Dollé, F., Orban, P., Piront, L., Brouyère, S., 2017. "Établissement des valeurs représentatives par type d'aquifère des paramètres hydrogéologiques intervenant dans l'Évaluation des risques pour les eaux souterraines en application du Décret du 5 décembre 2008 relatif à la Gestion des Sol." Convention SERAN SPW- HGE-ULg
- Brouyère S., 2001. "Étude et modélisation du transport et du piégeage des solutés en milieu souterrain variablement saturé." Thèse de doctorat, Université de Liège, Faculté des sciences appliquées.
- Capette, L., Hallet, V., 2018. "Notice explicative Landen (33/5) - Hannut - Montenaken (41/1-2) : carte hydrogéologique de la Wallonie". Service public de Wallonie. Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement (D'GARNE-DG03). ISBN : 978-2-8056-0259-7
- Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022a. "Ontwerp-Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2022-2027 (Projets de plans de gestion de bassin hydrographique pour l'Escaut et la Meuse 2022-2027) : Partie spécifique au système des eaux souterraines - annexe du Système de la Campine centrale - limite et structure hydrogéologique du Système de la Campine centrale"
- Comité de coordination de la politique intégrée de l'eau, 2022b. "Ontwerp-Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2022-2027 (Projets de plans de gestion de bassin hydrographique pour l'Escaut et la Meuse 2022-2027) : Partie spécifique au Système des eaux souterraines - annexe Système central flamand - composition hydrogéologique du CVS"
- Dassargues A., 2010. "Hydrogéologie, Notes de cours." Université de Liège, Non publié.
- Dassargues, A., Walraevens, K., 2014. "Watervoerende lagen & groundwater in België / Aquifères & eaux souterraines en Belgique". Gent, Academia Press. ISBN 978 90 382 2364 3
- Dassargues, A., 2020. "Hydrogéologie appliquée : science et ingénierie des eaux souterraines". Dunod Collection Technique & Ingénierie : Environnement. ISBN 978-2-10-079434-8.
- De Marsily, G., 2004. "Cours d'hydrogéologie." Paris, Université Pierre et Marie Curie.
- Direction générale opérationnelle (DGO3), 2018. ""Décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols Code Wallon de Bonnes Pratiques V05". Guide de Référence pour l'Étude de Risques. PARTIE C : Evaluation des risques pour les eaux souterraines
- Gelhar, L., Welty, K., Rehfeldt, K., 1992. "A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion Aquifers." Water Resources Research, VOL 28. <https://doi.org/10.1029/92WR00607>.

Habils, F., Roland, S., Rorive, A., 2013. "Notice explicative Nivelles-Genappe 39/7-8 : carte hydrogéologique de la Wallonie". Service public de Wallonie. Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement (DGARNE-DG03). ISBN: 978-2-8056-0129-3

Hornberger G. M., Wiberg P. L., Raffensperger J. P., & D'Odorico P., 2014. "Elements of physical hydrology." JHU Press.

Masse d'eau souterraine RWE051 - Sable du Bruxellien

Morris, D., Johnson, A., 1967. "Résumé des propriétés hydrologiques et physiques des matériaux de la roche et du sol, tels qu'analysés par le laboratoire hydrologique de l'US Geological Survey". Papier d'approvisionnement en eau de l'USGS.

Neumann, J., Cobbing, J., Tooth, A.F, Shand, P., 2004. "The Palaeogene of the Wessex Basin (Baseline Report Series:15)." British Geological Survey Commissioned Report No. CR/04/254N.

Neven Kresic – Hydrogeology and Groundwater Modeling (2007)

Plan de gestion du bassin hydrographique - informations par masse d'eau souterraine.

Portail DOV, 2023. Modèle hydrogéologique 3D-modèleV1.0.
<https://www.dov.vlaanderen.be/portaal/?module=verkenner>

SPAQuE, 2003. "Partie IV Procédures de calcul des valeurs-seuils (VSN) et valeurs d'intervention (VIN) fondées sur la protection des eaux souterraines, Annexe 5 – Procédure de calcul des facteurs de dilution. "

Thomas, C., Orban, P., Brouyère, S., 2019. "Caractérisation de la concentration de référence de certains paramètres chimiques présents naturellement dans les masses d'eau souterraine captives du Socle et du Crétacé (BR01) et du Landénien (BR03) en Région de Bruxelles-Capitale." Convention IBGE et HGE-ULg

Thomas, C., Orban, P., Brouyère, S., 2022. "Étude de caractérisation des eaux pluviales en Région de Bruxelles-Capitale, vulnérabilité intrinsèque du Système Aquifère Phréatique par rapport au transfert de la pollution de surface et estimation de ses paramètres hydrodispersifs : note sur la sélection des polluants pertinents." Convention Bruxelles-Environnement et HGE-Ulège.

Annexe : Note sur les polluants pertinents



Geo³-Hydrogéologie – UR Urban & Environmental Engineering
(Département d'Architecture, Géologie, Environnement & Constructions)
Université de Liège



Bruxelles Environnement - Leefmilieu Brussel,
Brussels Capital Region, Belgium

Étude de caractérisation des eaux pluviales en Région de Bruxelles-Capitale, vulnérabilité intrinsèque du système aquifère phréatique par rapport au transfert de la pollution de surface et estimation de ses paramètres hydrodispersifs

Note sur la sélection des polluants pertinents

Octobre 2022

Coordinateur du projet (ULiège) :

Dr Ir. Serge Brouyère

Partenaires scientifiques :

Caroline Thomas, Dr Ir. Philippe Orban

Rédaction :

Caroline Thomas, S. Brouyère, Ph. Orban

Table des matières

1. INTRODUCTION	3
2. POLLUANTS ANALYSES ET QUANTIFIES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DE LA REGION DE BRUXELLES CAPITALE	4
3. POLLUANTS POTENTIELLEMENT PERTINENTS	10
3.1. Résultats de la recherche bibliographique	10
3.2. Examens des différentes législations	11
4. POLLUANTS PERTINENTS POUR LES EAUX SOUTERRAINES	14
4.1. Méthode de sélection des polluants de la Groundwater Watch List	15
4.2. Adaptation de la méthode pour sélectionner les polluants pertinents pour les eaux souterraines bruxelloises	17
4.2.1. Indice de presence et indice de dépassement de la norme	18
4.2.2. Indice "Theoretical groundwater potential leaching score"	19
4.2.3. Indice total	24
4.2.4. Substances pertinentes pour les eaux souterraines	31
5. POLLUANTS PERTINENTS POUR LES EAUX DE SURFACE	33
6. BIBLIO	40

1. Introduction

Cette note a été rédigée dans le cadre de « *l'Étude de caractérisation des eaux pluviales en Région de Bruxelles-Capitale, vulnérabilité intrinsèque du système aquifère phréatique par rapport au transfert de la pollution de surface et estimation de ses paramètres hydrodispersifs* » effectuée par le Groupe d'Hydrogéologie et de Géologie de l'Environnement de l'Université de Liège (HGE-ULiège) pour Bruxelles Environnement.

L'objectif de cette note est d'identifier les polluants potentiellement présents dans les eaux de ruissellement et pertinents (c.-à-d. qui présentent un risque) pour les eaux souterraines et pour les eaux de surface. Cette tâche fait partie de la phase I de l'étude « Caractérisation des eaux pluviales... ». La note ne décrit cependant pas tous les résultats de la phase I. Elle décrit brièvement les polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement à Bruxelles et décrit la méthodologie pour identifier les polluants pertinents. La caractérisation des eaux pluviales sera décrite de manière plus détaillée dans le rapport final.

Cette note s'articule en plusieurs parties. La première partie est consacrée à décrire les substances qui ont été analysées à Bruxelles, à mettre en évidence celles qui ont été quantifiées et celles qui sont supérieures aux normes. Dans une deuxième partie, les polluants potentiellement pertinents ont été recherchés, d'abord dans la littérature sur les eaux de ruissellement puis dans différentes législations sur les eaux de surface, les eaux souterraines et le sol. Dans la troisième partie, la méthodologie de sélection des polluants pertinents pour les eaux souterraines est présentée. Elle est inspirée par ce qui a été fait par le groupe de travail de la Groundwater Watch List (CIS-WG, 2018). Ensuite, une dernière partie est consacrée à la détermination des polluants pertinents pour les eaux de surface.

2. Polluants analysés et quantifiés dans les eaux de ruissellement de la Région de Bruxelles-Capitale

L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence les polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement de la Région de Bruxelles-Capitale.

Entre 2017 et 2020, 15 événements pluvieux ont été échantillonnés par Bruxelles Environnement. 27 sites ont été échantillonnés et 74 échantillons ont été récoltés au total. Chaque site n'a donc pas été échantillonné à chaque événement pluvieux. Les eaux de ruissellement échantillonnées proviennent principalement d'autoroutes ou des voiries urbaines mais quelques échantillons ont été récoltés sur des voies ferroviaires ou après ruissellement sur des toitures.

233 substances ou paramètres ont été analysés :

- Les paramètres physico-chimiques : EC, pH, t°, DBO, DCO, MES
- Certains éléments majeurs/mineurs : Ca, Na, Cl, NO₃, NO₂, NH₄, PO₄, SO₄, P
- Les métaux et métalloïdes totaux et dissous : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Al, Fe
- Les HAP
- De nombreux pesticides
- Les composés organiques volatils chlorés
- Des hydrocarbures chlorés
- Les huiles minérales
- Les BETX
- Les additifs de carburants MTBE et ETBE
- À partir de 2019, le Bisphénol A, certains alkylphénols, les chlorophénols

Les 233 substances analysées sont listées dans les Tableaux 1 à 5. Dans ces tableaux, les pourcentages de quantification pour chaque substance sont indiqués, ainsi que le nombre d'analyses dépassant les normes. Les normes qui ont été prises en compte sont les normes pour les eaux de surface¹, pour les eaux souterraines² et les sols³ en Région de Bruxelles-Capitale, mais aussi les normes pour les eaux souterraines

¹ Les normes de qualité physico-chimique pour les eaux de surface (en vigueur depuis 2016) les et normes de qualité chimique de base pour les eaux de surface (en vigueur depuis 2016) de l'AGRBC du 17/12/2015 modifiant l'AGRBC du 24/03/2011 établissant des normes de qualité environnementale, des normes de qualité de base et des normes chimiques pour les eaux de surface contre la pollution causée par certaines substances dangereuses et autres polluants.

Les normes de qualité environnementale (NQE) pour les eaux de surface bruxelloises de l'AGRBC du 17/12/2015 modifiant l'AGRBC du 24/03/2011 établissant des normes de qualité environnementale, des normes de qualité de base et des normes chimiques pour les eaux de surface contre la pollution causée par certaines substances dangereuses et autres polluants.

² Les normes de qualité et les valeurs seuils définies dans l'arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 10 juin 2010 relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration et son arrêté modificatif du 26 mai 2016.

³ Les normes d'assainissement définies dans l'annexe 2 de l'Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 29/03/2018 fixant les normes d'assainissement et les normes d'intervention (M.B. 02/05/2018)

de la Région flamande⁴. Les normes utilisées sont multiples parce qu'il existe de multiples récepteurs pour les eaux de ruissellement à savoir le sol, les eaux de surface et les eaux souterraines. De plus, pour les eaux souterraines, peu de normes de qualité ou de valeurs seuils ont été fixées en RBC. C'est pourquoi il est intéressant de comparer les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement à d'autres normes comme celles des eaux de surfaces ou les sols qui sont définies pour plus de substances même si ces normes sont généralement plus élevées que celles définies pour les eaux souterraines.

Les polluants quantifiés sur **plus de 20% des échantillons** des eaux de ruissellement à Bruxelles et dont les concentrations sont parfois supérieures aux normes sont (Tableau 1) :

- La majorité des HAP
- Certains métaux dissous : Fe, Cu, Zn, Pb, Cr
- La plupart des métaux totaux : Al, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Hg, Cd
- Les éléments majeurs et les paramètres physico-chimiques
- Les huiles minérales dont les normes ne sont pas définies pour les eaux de surface et souterraines à Bruxelles mais qui dépassent les normes sols et les normes pour les eaux souterraines en Flandre.
- 3 pesticides (ou métabolites) : le glyphosate, l'AMPA et le diuron
- Un seul composé aromatique volatil : le toluène
- Le phénol

⁴ VVM. 2016. Révision de l'annexe « Milieukwaliteitsnormen en milieukwantiteitscriteria voor grondwater », Vlarem II : Besluit van de Vlaamse regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne

Tableau 1 : Polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC, fréquemment quantifiés (>20%) et supérieurs aux normes

substance	groupe méthode	Nb total d'analyses	% quantification	Nb > ESU	Nb > ESO (RBC)	Nb > sol (RBC)	Nb > ESO Vlaanderen	Nb > ESO Vlanderen seuil VI
Toluène	Composés aromatiques volatils	74	21,6	1	-	0	-	-
NH4	El. maj.+ param.	74	91,9	-	17	-	14	10
NA	El. maj.+ param.	74	100,0	-	-	-	74	-
Ca	El. maj.+ param.	74	100,0	-	-	-	74	-
CZV	El. maj.+ param.	74	95,9	70	-	-	-	-
TSS	El. maj.+ param.	74	100,0	64	-	-	-	-
BZV-5	El. maj.+ param.	74	78,4	38	-	-	-	-
Cl	El. maj.+ param.	74	98,6	19	19	-	10	19
Ec at 25°C	El. maj.+ param.	74	100,0	15	-	-	7	10
PO4	El. maj.+ param.	74	32,4	15	-	-	0	2
pH	El. maj.+ param.	74	100,0	2	-	-	-	-
P	El. maj.+ param.	74	78,4	1	22	-	-	-
NO2	El. maj.+ param.	74	98,6	0	61	-	31	44
Indeno(123-cd)pyrène	HAP	74	87,8	-	-	65	-	-
PAH's up to 16	HAP	74	27,0	-	-	-	69	-
Benzo(ghi)perylène	HAP	74	91,9	74	-	-	-	-
Pyrène	HAP	74	94,6	68	-	1	-	-
Benzo(b)fluoranthène	HAP	74	91,9	68	-	22	-	-
Benzo(k)fluoranthène	HAP	74	87,8	66	-	13	-	-
Fluoranthène	HAP	74	93,2	66	-	-	-	-
Acenaphthène	HAP	74	44,6	44	-	0	-	-
Benzo(a)anthracène	HAP	74	90,5	38	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	HAP	74	90,5	37	-	25	-	-
Phénanthrène	HAP	74	98,6	36	-	0	-	-
Antracène	HAP	74	67,6	26	-	-	-	-
Chrysène	HAP	74	90,5	11	-	13	-	-
Dibenzo(a,h)anthracène	HAP	74	55,4	3	-	4	-	-
Acenaphthylène	HAP	74	36,5	2	-	0	-	-
Total C-10 - C-40	Huiles minérales	74	78,4	-	-	43	74	-
C-28 - C-32	Huiles minérales	57	87,7	-	-	-	57	-
C-20 - C-24	Huiles minérales	57	84,2	-	-	-	57	-
C-24 - C-28	Huiles minérales	57	84,2	-	-	-	57	-
C-32 - C-36	Huiles minérales	57	77,2	-	-	-	57	-
C-16 - C-20	Huiles minérales	57	73,7	-	-	-	57	-
C-36 - C-40	Huiles minérales	57	63,2	-	-	-	57	-
C-12 - C-16	Huiles minérales	57	38,6	-	-	-	57	-
C-22 - C-30	Huiles minérales	17	76,5	-	-	-	17	-
C30-C40	Huiles minérales	17	70,6	-	-	-	17	-
C-12 - C-22	Huiles minérales	17	58,8	-	-	-	17	-
Fer (Fe) dissous	métaux dissous	74	97,3	-	-	-	71	-
Cuivre (Cu) dissous	métaux dissous	74	97,3	67	-	4	0	-
Zinc (Zn) dissous	métaux dissous	74	73,0	36	-	3	2	3
Chrome (Cr) dissous	métaux dissous	74	89,2	18	-	1	0	-
Plomb (Pb) dissous	métaux dissous	74	35,1	4	6	5	4	5
Fer (Fe) total	métaux totaux	74	100,0	-	-	-	74	-
Aluminium (Al) total	métaux totaux	74	100,0	-	-	-	73	-
Cuivre (Cu) total	métaux totaux	74	100,0	59	-	58	46	-
Zinc (Zn) total	métaux totaux	74	100,0	53	-	53	28	55
Plomb (Pb) total	métaux totaux	74	94,6	52	70	69	66	70
Chrome (Cr) total	métaux totaux	74	95,9	35	-	53	35	-
Nickel (Ni) total	métaux totaux	74	81,1	5	25	23	9	23
Mercuré (Hg) total	métaux totaux	74	54,1	4	4	7	4	-
Cadmium (Cd) total	métaux totaux	74	36,5	0	0	2	0	5
AMPA	pesticides	62	77,4	-	26	-	-	-
Glyphosate	pesticides	62	85,5	-	47	-	-	-
Diuron	pesticides	72	27,8	0	2	-	-	-
Phenol	Phenol	17	76,5	-	-	-	12	-

Le Tableau 2 reprend les polluants quantifiés dans plus de 20% des échantillons mais dont les concentrations ne dépassent pas les normes ou pour lesquels il n'y a pas de normes définies. Le nitrate, le sulfate, 2 HAP (fluorène et naphthalène) et le Bisphénol A y sont repris ainsi que l'aluminium dissous et les crésols qui sont fréquemment quantifiés mais pour lesquels il n'y a pas de normes définies.

Tableau 2 : Polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC, fréquemment quantifiés (>20%) mais inférieurs aux normes ou pas de normes définies

substance	groupe méthode	Nb total d'analyses	% quantification	Nb > ESU	Nb >ESO (RBC)	Nb > sol (RBC)	Nb > ESO Vlaanderen	Nb > ESO Vlaanderen seuil VI
Nitrate same as N	Eléments majeurs+ physico-chimie	74	97,3	0	0	-	0	-
Sulphate same as SO4	Eléments majeurs+ physico-chimie	74	94,6	0	0	-	0	0
Fluorène	HAP	74	56,8	0	-	0	-	-
Naftalène	HAP	74	74,3	0	-	0	-	-
Bisphenol A	Phenol	17	76,5	-	0	-	-	-
Aluminium (Al) dissous	métaux dissous	74	98,6	-	-	-	-	-
m-cresol	Phenol	17	70,6	-	-	-	-	-
p-Cresol	Phenol	17	64,7	-	-	-	-	-
o-Cresol	Phenol	17	58,8	-	-	-	-	-

Tableau 3 : Polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC, peu quantifiés (< 20%) et ne dépassant généralement pas les normes ; les polluants soulignés en jaune sont ceux dont la limite de quantification est supérieure à la norme

substance	groupe méthode	Nb total d'analyses	% quantification	Nb > ESU	Nb >ESO (RBC)	Nb > sol (RBC)	Nb > ESO Vlaanderen	Nb > ESO Vlaanderen seuil VI
1,3,5-trimethylbenzeen	Composes aromatiques volatils	74	4,1	-	-	0	-	-
tert-Butylbenzene	Composes aromatiques volatils	74	1,4	-	-	-	-	-
1,2,4-trimethylbenzene	Composes aromatiques volatils	74	12,2	-	-	0	-	-
m,p-Xylène	Composes aromatiques volatils	74	12,2	1	-	-	-	-
o-Xylène	Composes aromatiques volatils	74	12,2	1	-	-	-	-
Xylènes (somme)	Composes aromatiques volatils	74	12,2	1	-	1	-	-
Ethylbenzène	Composes aromatiques volatils	74	5,4	1	-	0	-	-
n-Propylbenzene	Composes aromatiques volatils	74	5,4	-	-	-	-	-
Benzène	Composes aromatiques volatils	74	4,1	0	-	0	-	-
BTEX (somme)	Composes aromatiques volatils	74	4,1	-	-	-	-	-
Cumène	Composes aromatiques volatils	74	2,7	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tetrachloroethane	Composes chlorés volatils	74	1,4	-	-	-	-	-
1,2,3-Trichlorobenzene	Composes chlorés volatils	74	1,4	0	-	-	-	-
1,2,4-Trichlorobenzene	Composes chlorés volatils	74	1,4	-	-	-	-	-
Dichlorométhane	Composes chlorés volatils	74	2,7	0	-	0	-	-
Trichlorométhane	hydrocarbures chlorés	74	1,4	0	-	-	-	-
Huile minérale C10-C12	huiles minérales	74	8,1	-	-	-	74	-
Nickel (Ni) dissous	métaux dissous	74	14,9	0	-	0	0	0
Cadmium (Cd) dissous	métaux dissous	74	6,8	0	0	0	0	0
Mercuré (Hg) dissous	métaux dissous	74	4,1	7	7	0	0	-
Arsenic (As) total	métaux totaux	74	10,8	0	7	6	0	7
Fluroxypr	pesticides	64	1,6	-	16	-	-	-
MCPA	pesticides	64	1,6	0	16	-	-	-
BAM (2,6-dichlorobenzamide)	pesticides	72	6,9	-	0	-	-	-
Clopyralid	pesticides	15	6,7	-	0	-	-	-
Terbutylazine	pesticides	72	4,2	-	-	-	-	-
Mecoprop	pesticides	64	3,1	0	17	-	-	-
Carbendazim	pesticides	72	2,8	-	0	-	-	-
Chloortoluron	pesticides	72	2,8	-	-	-	-	-
Desethylterbutylazine	pesticides	72	2,8	-	2	-	-	-
Ethofumesate	pesticides	72	2,8	-	-	-	-	-
Metabromuron	pesticides	72	2,8	-	1	-	-	-
Metamitron	pesticides	72	2,8	-	0	-	-	-
Metolachlor	pesticides	72	2,8	-	2	-	-	-
Atrazine	pesticides	72	1,4	0	0	-	-	-
Carbetamide	pesticides	72	1,4	-	-	-	-	-
Simazine	pesticides	72	1,4	0	0	-	-	-
Terbutryn	pesticides	72	1,4	0	0	-	-	-
2,3,5,6-Tetrachlorophenol	phénols	17	5,9	-	-	-	-	-
4-Chloor 3,5-Dimethylphenol	phénols	17	5,9	-	-	-	-	-
Som 2,3-Dimethyl- + 3,5-Dimethylphenol	phénols	17	5,9	-	-	-	-	-
ETBE	Analyses diverses 3	74	1,4	-	-	-	-	-

Parmi les substances quantifiées dans moins de 20% des échantillons (Tableau 3), on retrouve principalement quelques composés aromatiques volatils, des composés organiques volatils chlorés, quelques métaux dissous (Ni, Cd, Hg) et beaucoup de pesticides. Il y a généralement peu de dépassement de normes pour les substances peu quantifiées. Pour le xylène, l'ethylbenzène, l'arsenic total, le mercure dissous, le desethylterbutylazine, le metabromuron, le metolachlor quelques dépassements de norme sont observés. Pour les composés soulignés en jaune, les limites de quantifications (LQ) sont trop élevées, elles sont supérieures ou égales aux normes. Pour ces composés dont les huiles minérales (fraction C10-C12), le fluoxypyr, le MCPA et le Mecoprop, les dépassements de norme sont principalement liés à leur LQ supérieure à la norme.

Dans les Tableaux 4 et 5 sont repris les polluants dont les concentrations sont inférieures aux limites de quantification. Le Tableau 4 reprend les substances dont les LQ sont supérieures aux normes. Il n'est donc pas exclu que ces substances soient présentes dans les eaux de ruissellement à Bruxelles à des concentrations supérieures aux normes. Il s'agit principalement de pesticides mais aussi du 1-2 dichloropropane, de l'arsenic dissous, du chlorate et du nonylphénol.

Tableau 4 : Polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC, inférieurs aux limites de quantification (LQ) mais dont les LQ sont supérieures aux normes

substance	groupe méthode	Nb total d'analyses	% quantification
1,2-Dichloropropane	Analyses diverses 3	74	0,0
Arsenic (As) dissous	métaux dissous	74	0,0
Pentachloorfenol	pesticides	72	0,0
Propanil	pesticides	72	0,0
2,4-Dichloorfenoxyboterzuur (2,4-DB)	pesticides	64	0,0
MCPB	pesticides	64	0,0
Bromacil	pesticides	72	0,0
Fenoprop	pesticides	64	0,0
Bentazone	pesticides	64	0,0
2,4,5-Trichloorfenoxyazijnzuur (2,4,5-T)	pesticides	64	0,0
2,4-Dichloorfenoxyazijnzuur (2,4-D)	pesticides	64	0,0
Dichlorprop	pesticides	64	0,0
cis-Chloordaan	pesticides	72	0,0
trans-Chloordaan	pesticides	72	0,0
Aldrin	pesticides	64	0,0
alfa-Endosulfan	pesticides	64	0,0
cis-Heptachloorepoxide	pesticides	64	0,0
Dieldrin	pesticides	64	0,0
Endrin	pesticides	64	0,0
Heptachloor	pesticides	64	0,0
Isodrin	pesticides	64	0,0
p,p-DDT	pesticides	64	0,0
β-HCH	pesticides	64	0,0
α-HCH	pesticides	64	0,0
p,p-DDD	pesticides	64	0,0
p,p-DDE	pesticides	64	0,0
Telodrine	pesticides	64	0,0
trans-Heptachloorepoxide	pesticides	64	0,0
Lindaan	pesticides	64	0,0
o,p-DDT	pesticides	64	0,0
Chloraat	El. Maj.	74	0,0
Nonylphenol (sum of isomers)	alkalyphénols	17	0,0

Dans le Tableau 5, sont repris les polluants qui ne sont pas quantifiés dans les eaux de ruissellement à Bruxelles-Capitale et dont la limite de quantification n'est a priori pas problématique. Ces substances semblent donc absentes des eaux de ruissellement à Bruxelles ou alors en concentrations très faibles. Il s'agit principalement de certains pesticides, de composés organiques volatils chlorés, d'hydrocarbures chlorés, d'alkylphénols et de chlorophénols.

Tableau 5 : Polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC, inférieurs aux limites de quantification (LQ)

1,2-Dichloropropene	Chloroprotham	Hexachlorobutadiene
1,3,5-Trichlorobenzene	Cyanazine	Monochlorobenzene
2,3,4,5-Tetrachlorophenol	Dicamba	o,p-DDD
2,3,4,6-Tetrachlorophenol	Hexazinone	o,p-DDE
2,3,4-Trichlorophenol	Isoproturon	p-Isopropyltoluene
2,3,5-Trichlorophenol	Linuron	Prometryn
2,3,5-Trimethylphenol	Metazachlor	Propachlor
2,3,6-Trichlorophenol	Methabenzthiazuron	Sebutylazine
2,3-Dichlorophenol	Metoxuron	sec-Butylbenzene
2,4,5-Trichlorophenol	Monolinuron	trans-1,3-Dichloropropene
2,4,6-Trichlorophenol	- Sum Dichloropropane	Styrène
2,4-Dimethylphenol	- Sum Trichlorobenzene	1,1,1-Trichlororéthane
2,5-Dimethylphenol	1,1,1,2-Tetrachloroethane	1,1,2-Trichlororéthane
2,6-Dichlorophenol	1,1-Dichloropropane	1,1-Dichloroéthène
2,6-Dimethylphenol	1,2,3-Trichloropropane	1,1-Dichlororéthane
2-Chlorophenol	1,2-Dibromo-3-chloropropane	1,2-Dichloroéthènes (somme)
2-Ethylphenol	1,2-Dibromoethane	1,2-Dichlororéthane
2-Isopropylphenol	1,2-Dichlorobenzène	cis 1,2-Dichloroéthène
3,4,5-Trichlorophenol	1,3,5-Dichlorobenzène	Tetrachloroéthène
3,4-Dichlorophenol	1,3-Dichlorobenzene	Tetrachlorométhane
3,4-Dimethylphenol	1,3-Dichloropropane	trans 1,2-Dichloroéthène
3,5-Dichlorophenol	1,4-Dichlorobenzene	Trichloroéthène
3-Chlorophenol	2-Chlorotoluene	Vinylchloride
3-Ethylphenol	4-Chlorotoluene	Bromodichloromethane
4-Chloro-3-methylphenol	Bromobenzene	Dibromochloromethane
4-Chlorophenol	Bromochloromethane	MTBE
Pentachlorophenol	Butylbenzene	Tribromomethane
Som 2,4-Dichloro- + 2,5-Dichlorophenol	cis-1,3-Dichloropropene	Desethylatrazine
1,1-Dichloropropene	Delta HCH	Desisopropylatrazine
Alachlor	Dibromomethane	Propazine
Chloridazon		

3. Polluants potentiellement pertinents

L'objectif de ce chapitre est d'identifier des polluants potentiellement pertinents qui n'auraient pas été analysés dans les eaux de ruissellement en Région de Bruxelles-Capitale. Dans une première partie, une recherche bibliographique a été réalisée pour identifier les polluants habituellement retrouvés dans les eaux de ruissellement mais qui n'auraient pas été analysés dans les échantillons d'eaux de ruissellement prélevés à Bruxelles. Ensuite différents textes législatifs concernant différents récepteurs (les eaux de surface, les eaux souterraines et le sol), ont été passés en revue pour vérifier si tous les polluants potentiellement pertinents pour ces récepteurs ont été analysés dans les échantillons d'eaux de ruissellement prélevés Bruxelles.

3.1. Résultats de la recherche bibliographique

De nombreuses études portent sur la qualité des eaux de ruissellement mais le nombre de substances analysées reste souvent limité. Les substances/paramètres qui sont les plus documentés dans la littérature sont les suivants : MES, DCO, Cd, Cu, Pb, Zn, hydrocarbures totaux et HAP. Ils sont fréquemment analysés et retrouvés en quantité importante dans les eaux de ruissellement (Gromaire et al, 2013). En plus de ces substances, Chocat et al (2007) citent aussi le pH, les nutriments (N, P), les pathogènes (coliformes fécaux) comme paramètres/substances analysés fréquemment. Ils citent aussi les PCB et pesticides qui sont analysés plus rarement.

Plusieurs études relativement récentes ont élargi le nombre de polluants étudiés. Une des premières à être exhaustive pour les polluants susceptibles d'être présent dans les eaux de ruissellement urbain est celle de Zgheib (2009). Cette étude montre que les substances les plus fréquemment quantifiées appartiennent majoritairement aux familles chimiques suivantes : métaux, HAP, PCB, alkylphénols, organoétains, phtalates et pesticides. Certains chlorophénols et COV ont également été observés mais dans une moindre mesure. Aucun chloroalcanes, ni PBDE et chlorobenzène n'ont été quantifiés dans les eaux de ruissellement par Zgheib (2009). Les résultats de cette étude ont depuis été appuyés par plusieurs autres études, notamment Bressy (2010), Bécouze (2010), Gromaire et al., (2014), Gasperi et al, (2013), Flanagan (2018), Gasperi et al, (2022). Certaines de ces études ont également mis en évidence que le Bisphénol A, le tetrabromobisphenol A, l'hexabromocyclododecane, les PFAS les PBDE et les benzotriazoles sont quantifiés dans les eaux de ruissellement.

Dans sa thèse Van de Voorde (2012) a étudié l'impact des traitements biocides des toitures (anti-mousses) sur les eaux de ruissellement. La molécule la plus répandue dans les différents produits est le benzalkonium. La contamination des eaux de ruissellement en benzalkonium est très forte dans les premiers millimètres de pluie après le traitement. Elle diminue avec la succession des pluies, mais reste significative plusieurs mois après le traitement.

D'après Tedoldi et al (2020), certaines substances que l'on retrouve dans les eaux usées ne sont globalement pas présentes dans les eaux de ruissellement : les composés issus de produits cosmétiques et de produits d'entretien, les résidus pharmaceutiques, ainsi qu'une charge organique et azotée conséquente.

Parmi les polluants présents dans les eaux de ruissellement cités dans la littérature, certains n'ont pas été analysés en RBC : les PCB, les organoétains, les phtalates, PBDE, les pathogènes, le benzalkonium et les PFAS, le tetrabromobisphenol A, l'hexabromocyclododecane et les benzotriazoles. Certains alkylphénols ont été analysés en RBC notamment le nonylphénol. Celui-ci n'a pas été quantifié en RBC mais comme il a une

limite de quantification supérieure à la norme, il n'est pas exclu qu'il soit présent dans les eaux de ruissellement à Bruxelles.

Tous ces polluants qui n'ont pas été analysés dans les eaux de ruissellement à Bruxelles mais qui sont identifiés dans la littérature comme polluants potentiels des eaux de ruissellement sont susceptibles d'être pertinents pour les eaux de surface et les eaux souterraines.

3.2. Examens des différentes législations

Toujours en vue de compléter la liste des polluants pertinents, différentes listes de polluants reprises dans les législations pour les eaux souterraines, les eaux de surface et le sol, les eaux destinées à la consommation humaine ont été examinées afin d'identifier des polluants non analysés dans les échantillons d'eaux de ruissellement prélevés en région de Bruxelles-Capitale. Les listes examinées sont :

- Les normes de qualité et les valeurs seuils définies dans l'arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 10 juin 2010 relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration et son arrêté modificatif du 26 mai 2016.
- Les normes de qualité physico-chimique pour les eaux de surface (en vigueur depuis 2016) les et normes de qualité chimique de base pour les eaux de surface (en vigueur depuis 2016) de l'AGRBC du 17/12/2015 modifiant l'AGRBC du 24/03/2011 établissant des normes de qualité environnementale, des normes de qualité de base et des normes chimiques pour les eaux de surface contre la pollution causée par certaines substances dangereuses et autres polluants.
- La DIRECTIVE (UE) 2020/2184 (refonte) relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- Les normes de qualité environnementale (NQE) pour les eaux de surface bruxelloises de l'AGRBC du 17/12/2015 modifiant l'AGRBC du 24/03/2011 établissant des normes de qualité environnementale, des normes de qualité de base et des normes chimiques pour les eaux de surface contre la pollution causée par certaines substances dangereuses et autres polluants.
- Les normes d'assainissement définies dans l'annexe 2 de l'Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale déterminant les normes d'intervention et les normes d'assainissement (08-10-2015).
- Les substances listées dans la Voluntary Groundwater Watch List V. 3.1 (June 2019) d'après les travaux du "CIS Working Group on Groundwater (WG GW) (CIS-WG, 2019).
- Les substances listées dans la "List facilitating the Annex I and II review process of the Groundwater Directive (GWD)" (2019) d'après les travaux du CIS Working Group on Groundwater (WG GW) (CIS-WG, 2019).
- *Les substances de la Watch-List Esu (2018 et 2020) qui ont été quantifiées dans les eaux de surfaces en RBC⁵*

Les Tableaux 6 à 11 listent les polluants, repris dans ces différents textes, qui n'ont pas été analysés en RBC. Ces tableaux ne concernent pas les polluants listés dans « les normes de qualité et les valeurs seuils des eaux souterraines bruxelloises » et « les normes de qualité physico-chimiques et les normes de qualité

⁵ Décision d'exécution (UE)2018/840 de la Commission du 5 juin 2018 et 4 août 2020 – Liste de vigilance relative aux substances soumises à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement et du Conseil

chimiques de base pour les eaux de surface ». En effet, toutes les substances reprises dans ces listes ont fait l'objet d'analyse dans les eaux de ruissellement en RBC.

Parmi les différentes substances listées dans les tableaux ci-dessous, certaines ont été mises en évidence d'après la littérature comme présentes dans les eaux de ruissellement. C'est le cas notamment des PFAS, des pathogènes, du DEHP (phtalate), tributylétain, polychlorobiphényles (PCB), des diphényléthers bromés (PBDE). Ces substances ont été mises en évidence en jaune dans les tableaux.

Dans le Tableau 11, il y a les substances qui sont listées dans la Watch List ESU et qui sont présentes dans les eaux de surfaces à Bruxelles. Il y a principalement des substances pharmaceutiques qui viennent probablement des eaux usées mais il y a également deux pesticides (imidacloprid et tebuconazole). Si ces deux pesticides sont présents dans les eaux de surface en région de Bruxelles Capitale, il est fort possible qu'ils soient aussi présents dans les eaux de ruissellement de la Région.

Tableau 6 : Substances reprises dans la DIRECTIVE (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine mais pas analysées dans les eaux de ruissellement à Bruxelles ; les substances mises en évidence en jaune sont présentes dans les eaux de ruissellement d'après la littérature.

substance
Acrylamide
Antimoine
Bore
Bromates
Chlorites
dioxyde de chlore
Épichlorhydrine
Fluorures
Acides haloacétiques (AHA)
Microcystine-LR
Total PFAS
Sélénium
Total trihalométhanes
Uranium
Entérocoques intestinaux
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)

Tableau 7 : Substances reprises dans les normes de qualité environnementale (NQE) pour les eaux de surface bruxelloises de l'AGRBC du 17/12/2015 mais pas analysées dans les eaux de ruissellement à Bruxelles; les substances mises en évidence en jaune sont présentes dans les eaux de ruissellement d'après la littérature.

substance
Diphényléthers bromés (5)
Chloroalcanes C10-13 (8)
Chlorfenvinphos
Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)
Di(2-ethylhexyle)-phthalate (DEHP)
Hexachloro-benzène
Octylphénols
(4-(1,1',3,3'- tétraméthyl-butyl)-phénol)
Pentachloro-benzène
Composés du tributylétain (tributylétain-cation)
Trifluraline
Dicofol
Acide perfluorooctane-sulfonique et ses dérivés (perfluorooctanesulfonate PFOS)

Quinoxyfène
Dioxines et composés de type dioxine
Aclonifène
Bifénox
Cybutryne
Cyperméthrine
Dichlorvos
Hexabromo-cyclododécane (HBCDD)

Tableau 8 : Substances reprises dans les normes d'assainissement définies dans l'annexe 2 de l'Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale déterminant les normes d'intervention et les normes d'assainissement (08-10-2015) mais pas analysées dans les eaux de ruissellement à Bruxelles; les substances mises en évidence en jaune sont présentes dans les eaux de ruissellement d'après la littérature.

substance
Tétrachlorobenzène
Pentachlorobenzène
Hexachlorobenzène
Hexane
Heptane
Octane
Polychlorobiphenyls

Tableau 9 : Substances reprises dans la first Voluntary Groundwater Watch List (2019) mais pas analysées dans les eaux de ruissellement à Bruxelles (CIS-WG, 2019) ; les substances mises en évidence en jaune sont présentes dans les eaux de ruissellement d'après la littérature.

substance	
Perfluorododecanoic Acid	PFAS
Perfluoroundecanoic Acid	PFAS
Clopidol	Pharmaceutical
Crotamiton	Pharmaceutical
Amidozoic Acid	Pharmaceutical
Sulfadiazin	Pharmaceutical
Primidone	Pharmaceutical
Sotalol	Pharmaceutical
Ibuprofen	Pharmaceutical
Erythromycin	Pharmaceutical
Clarithromycin	Pharmaceutical

Tableau 10 : Substances reprises dans la « List facilitating the Annex I and II review process of the GWD » mais pas analysées dans les eaux de ruissellement à Bruxelles (CIS-WG, 2019) ; les substances mises en évidence en jaune sont présentes dans les eaux de ruissellement d'après la littérature.

List facilitating substances - substance name -	Group of substances	Acronym
Carbamazepine	Pharmaceutical	
Sulfamethoxazole	Pharmaceutical	

Perfluorooctane Sulfonate	PFAS	PFOS
Perfluorooctanoic Acid	PFAS	PFOA
Perfluorohexanoic Acid	PFAS	PFHxA
Perfluoroheptanoic Acid	PFAS	PFHpA
Perfluorohexane Sulfonate	PFAS	PFHxS
Perfluorobutane Sulfonate	PFAS	PFBS
Perfluorodecanoic Acid	PFAS	PFDA
Perfluorononanoic Acid	PFAS	PFNA
Perfluoropentanoic Acid	PFAS	PFPeA
Perfluorobutanoic Acid	PFAS	PFBA

Tableau 11 : Paramètres de la Watch-List Esu (2018 et 2020) qui ont été quantifiés dans les eaux de surfaces en RBC

substance	
Amoxicillin	Pharmaceutical
Clarithromycin	Pharmaceutical
Erythromycin	Pharmaceutical
imidacloprid	Pesticide
ciprofloxacin	Pharmaceutical
o-desmethylvenlafaxine	Pharmaceutical
tebuconazole	Pesticide

4. Polluants pertinents pour les eaux souterraines

L'objectif de ce chapitre est d'identifier les polluants pertinents pour les eaux souterraines. La méthodologie de sélection des polluants de la Groundwater Watch List est d'abord expliquée. Ensuite une adaptation est proposée pour sélectionner les polluants présents dans les eaux de ruissellement pertinents pour les eaux souterraines.

4.1. Méthode de sélection des polluants de la Groundwater Watch List

Au cours de la première révision de la Groundwater Directive (GWD) en 2014, la Commission européenne a exprimé le besoin d'obtenir des informations sur des substances émergentes présentant un risque potentiel pour les eaux souterraines. Dans cette optique, un groupe de travail (CIS Working Group on Groundwater (WG GW)) a élaboré une méthodologie pour établir une liste de surveillance des eaux souterraines (Groundwater Watch List) (CIS-WG, 2018).

La méthodologie proposée par le groupe de travail de la Groundwater Watch List (GWWL) est illustrée à la Figure 1.

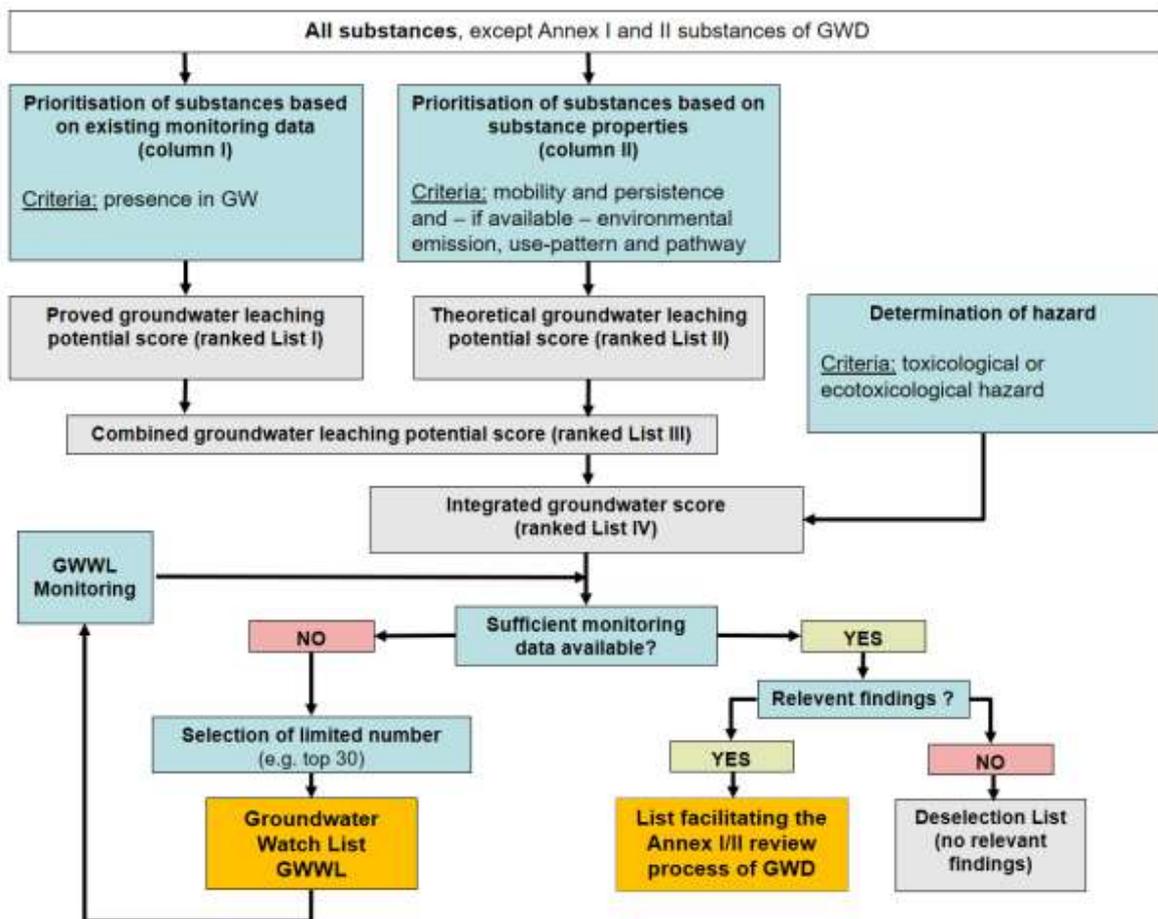


Figure 1 : Méthodologie de la Groundwater Watch List (CIS-WG, 2018).

Un premier score est attribué aux substances en fonction de leur présence dans l'eau souterraine (« *Proved groundwater leaching potential score* »). Il tient compte du nombre de pays dans lequel la substance est quantifiée et également du nombre de sites où la substance est quantifiée.

Un second score (le « *Theoretical groundwater potential leaching* ») est calculé en fonction des propriétés de persistance et de mobilité de la substance. Pour identifier les substances susceptibles de s'infiltrer et d'atteindre la nappe, la persistance (estimée sur base du temps de demi-vie –DT50⁶ de la substance) et la mobilité (estimée sur base des valeurs de K_{oc}⁷ et/ou de K_{ow}⁸) semblent en effet être les critères les plus pertinents. De nombreux travaux utilisent une combinaison du temps de demi-vie (DT50) et du K_{oc} pour estimer le lessivage des polluants vers la nappe. Parmi ceux-ci, on retrouve l'indice GUS (Groundwater Ubiquity Score) (Gustafson, 1989), le SCIGROW Index (USEPA, 2007 et les travaux de Worrall et al. (2000)). Le groupe de la GWWL s'est inspiré de ces méthodes pour proposer un indice où un score est attribué aux substances en fonction de leurs propriétés de persistance et de mobilité (Tableau 12). Un score de persistance est attribué en fonction du temps de demi-vie (DT50) ou de la persistance de la substance d'après l'Annexe XIII de la REACH Regulation (Tableau 12). Un score de mobilité est calculé sur base des valeurs de K_{oc} ou de K_{ow} comme expliqué dans le Tableau 12. Si des valeurs de K_{oc} et de K_{ow} sont disponibles pour une même substance, le score de mobilité de la substance est le maximum des scores obtenus en considérant le K_{oc} et le K_{ow}. Le score « *Theoretical groundwater potential leaching* » est ensuite calculé en faisant la moyenne du score de mobilité et du score de persistance.

Un troisième score, le « *combined groundwater leaching score* » combine le « *Proved groundwater leaching potential score* » et le « *Theoretical groundwater potential leaching* » en calculant la moyenne des deux.

Un quatrième score intègre le troisième et prend aussi en compte la toxicité de chaque substance.

Les substances avec les scores finaux les plus élevés sont ensuite sélectionnées. En fonction des données de monitoring disponibles sur les substances concernées, elles vont soit faire partie de la *Groundwater Watch List (GWWL)* ou de la *List facilitating the Annex I and II review process of the GWD* :

- Si beaucoup de données sont disponibles sur une substance, elle va être incluse dans la *List facilitating the Annex I and II review process of the GWD*, pour éventuellement être incluse dans une prochaine refonte de la GWD et faire partie du monitoring obligatoire.
- Pour les substances pour lesquelles il n'y a pas assez de données de monitoring, les 30 substances avec les scores les plus élevés vont être sélectionnées pour la GWWL. Ces substances vont ensuite faire l'objet d'un monitoring par des États sur base volontaire pendant une relativement longue période. Après cette période de monitoring, si la substance est fréquemment quantifiée elle va faire intégrer la *List facilitating the Annex I and II review process of the GWD*. S'il n'y a pas assez

⁶ Le DT50 ou durée de demi-vie d'une substance représente le potentiel de dégradation de cette substance active et sa vitesse de dégradation dans le sol/les eaux souterraines. Plus cette valeur de demi-vie est grande moins le polluant se dégrade et plus il est persistant

⁷ Le K_{oc}, coefficient de partage carbone organique/eau, donne une indication sur l'aptitude de la molécule à être adsorbée ou désorbée sur la matière organique. Il représente le potentiel de rétention de cette substance active sur la matière organique du sol. Plus la valeur de K_{oc} est grande moins le polluant est mobile.

⁸ Le K_{ow} ou coefficient Octanol Eau) Ce coefficient représente le rapport à l'équilibre entre la concentration d'une substance chimique dans l'octanol et la concentration de cette même substance dans l'eau. Il permet d'évaluer le caractère plus ou moins hydrophobe (et/ou lipophile) ou hydrophile (et/ou lipophobe) d'une molécule. Plus la valeur de K_{ow} est grande moins le polluant est mobile.

de données de monitoring, elle reste dans la GWWL. Si la substance est peu ou rarement quantifiée, elle est retirée de la liste.

Tableau 12: Score basé sur les propriétés des polluants (List II – Theoretical groundwater potential leaching score) (CIS-WG, 2018))

Indicators		Sub-scores	Theoretical groundwater leaching score
Persistence	Half-life ($t_{1/2}$) in soil	Value between 0 and 1 $t_{1/2} > 1 \text{ year} = 1$ $4 \text{ months} < t_{1/2} < 1 \text{ year} = 0.5$ $t_{1/2} < 4 \text{ months} = 0$	Persistence score = MAX [($t_{1/2}$ sed) ; ($t_{1/2}$ wat) ; (P/vP REACH regulation)]
	Half-life ($t_{1/2}$) in water/sediment	Value between 0 and 1 $t_{1/2} > 6 \text{ months} = 1$ $2 \text{ months} < t_{1/2} < 6 \text{ months} = 0.5$ $t_{1/2} < 2 \text{ months} = 0$	
	REACH, Annex XIII of the Regulation No 1907/2006	Value between 0 and 1 $vP = 1$ $P = 0.5$ Not classified = 0	
Mobility	\log_{KOC}	Value between 0 and 1 $\log_{KOC} < 1 = 1$ $1 < \log_{KOC} < 2 = 0.6$ $2 < \log_{KOC} < 3 = 0.3$ $3 < \log_{KOC} = 0$	Mobility Score = MAX [(\log_{KOC}) ; (\log_{KOW})]
	\log_{KOW}	Value between 0 and 1 $\log_{KOW} < 2 = 1$ $2 < \log_{KOW} < 3 = 0.6$ $3 < \log_{KOW} < 4 = 0.3$ $4 < \log_{KOW} = 0$	

4.2. Adaptation de la méthode pour sélectionner les polluants pertinents pour les eaux souterraines bruxelloises

La méthode développée par le groupe travail de la GWWL n'est pas applicable telle quelle à la sélection des polluants pertinents pour les eaux souterraines bruxelloises par une contamination provenant des eaux de ruissellement. D'abord, il ne sera, en effet, pas possible de calculer le *Proved groundwater leaching potential score*. Celui-ci nécessite une base de données de monitoring dans plusieurs pays. Le *leaching potentiel score* sera donc uniquement calculé sur base des propriétés des polluants comme illustré dans le Tableau 12. Par contre, contrairement à la GWWL, il n'est pas uniquement important de savoir si le polluant est susceptible d'atteindre la nappe, il faut également savoir s'il est présent dans les eaux de ruissellement. Un indice de présence dans les eaux de ruissellement sera donc ajouté. Cet indice de présence est pondéré par un indice de dépassement de la norme tenant compte du fait que le polluant est présent à une concentration inférieure ou supérieure aux normes et ainsi traduire le risque posé par cette substance.

Un indice total peut ensuite être calculé en combinant l'indice de présence, l'indice du dépassement de la norme et le *leaching potentiel score*.

4.2.1. Indice de présence et indice de dépassement de la norme

Pour déterminer si un polluant est potentiellement pertinent pour les ESO, l'indice de présence est calculé comme expliqué dans Tableau 13. Un score est attribué sur base du pourcentage d'échantillons d'eaux de ruissellement prélevés en RBC dans lesquels la concentration a été quantifiée ou sur base de citations dans la littérature. Si la présence du polluant est inconnue, un score moyen (0.5) est attribué.

Pour les substances qui ont été analysées en RBC, un indice de dépassement de la norme ESO est également calculé. S'il n'y a pas de norme ESO, la norme (sol ou eau de surface) la plus stricte est considérée. Dans le cas où aucune norme n'est définie, une valeur intermédiaire (0.5) est fixée pour l'indicateur de dépassement (Tableau 13).

L'indice de présence pondérée est ensuite calculé en multipliant l'indice de présence et l'indice norme. Pour les substances qui n'ont pas été analysées en RBC, l'indice de présence pondérée est égal à l'indice de présence.

Tableau 13 : Indice de présence dans les eaux de ruissellement et indice de dépassement de norme

Indices	
I. Présence (LQ)	<ul style="list-style-type: none"> • Analysé en RBC <ul style="list-style-type: none"> • + de 20% échantillons > LQ =1 • - de 20% échantillons > LQ = 0,6 • Ensemble des échantillons < LQ = 0 • Ensemble des échantillons <LQ mais LQ> norme =0.5 • Pas analysé en RBC <ul style="list-style-type: none"> • Présent d'après la littérature eau de ruissellement =1 • Pas présent d'après la littérature eau de ruissellement =0 • Pas mentionné dans la littérature eau de ruissellement mais cité dans différentes législations =0.5
I.Norme	<ul style="list-style-type: none"> • Si dépassement de norme ESO = 1 • Si aucun dépassement de norme ESO = 0 • Pas de norme ESO <ul style="list-style-type: none"> • Si dépassement d'autres normes =1 • Aucun dépassement des autres normes =0 • Pas de norme définie = 0.5 <p>Uniquement pour les polluants analysés en RBC sauf pour les analyses avec une limite de quantification trop élevée (supérieure à la norme)</p> <p>C'est la norme ESO⁹ qui est considérée et si pas de norme ESO, c'est la norme la plus stricte parmi les normes utilisées dans les tableaux 1 à 5</p>
I. Présence pondérée ESO	<ul style="list-style-type: none"> • Polluants analysés en RBC <ul style="list-style-type: none"> • I. Présence pondérée = I. présence X I. norme • Pas analysé en RBC ou LQ problématique <ul style="list-style-type: none"> • I. Présence pondérée = I. présence

⁹ Les normes de qualité et les valeurs seuils définies dans l'arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale du 10 juin 2010 relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration et son arrêté modificatif du 26 mai 2016

Les indices de présence dans les eaux de ruissellement ont été calculés pour :

- Les polluants analysés dans les eaux de ruissellement en RBC.
- Les polluants cités dans la littérature comme présents dans les eaux de ruissellement (chapitre 3.1) et non analysés en RBC.
- Les polluants qui sont pertinents pour les eaux souterraines d'après différentes législations et qui n'ont pas été analysés à Bruxelles, ceux de la directive (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (Tableau 6) et ceux cités dans la *Groundwater Watch List* et la *List facilitating the Annex I and II review process of the GWD* (Tableau 9 et Tableau 10)

L'indice de dépassement de norme a été calculé uniquement pour les substances analysées en RBC sauf pour les analyses avec une limite de quantification trop élevée (supérieure à la norme).

Un fichier Excel en annexe reprend l'ensemble des indices de présence, de dépassement de norme et de présence pondérée ESO qui ont été calculés.

4.2.2. Indice "Theoretical groundwater potential leaching score"

Les valeurs de K_{oc} et/ou de K_{ow} et de demi-vie (DT50) ont été recherchées dans la bibliographie pour toutes les substances citées dans le point précédent et pour lesquelles un indice de présence a été calculé. Ces valeurs sont listées dans un fichier Excel communiqué en parallèle de ce rapport. Seules les substances qui ont été analysées en Région de Bruxelles-Capitale mais qui n'ont pas été quantifiées (Tableau 5) ne sont généralement pas reprises dans cette liste. Le MTBE, le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène qui ne sont pas quantifiés dans les eaux de ruissellement à Bruxelles y sont cependant repris parce qu'ils sont présents dans les eaux souterraines à Bruxelles.

Parmi les polluants envisagés, il y a 120 substances pour lesquelles des valeurs de K_{oc} (ou K_{ow}) et DT50 ont pu être trouvées dans la littérature, 31 substances pour lesquels uniquement des valeurs de K_{oc}/K_{ow} ont pu être trouvées et 69 substances pour lesquelles aucune des deux valeurs n'a été trouvée.

Pour les substances pour lesquelles des valeurs de K_{oc} (ou K_{ow}) et DT50 ont pu être identifiées, il a été possible de calculer un indice de persistance, un indice de mobilité et un indice "Theoretical groundwater potential leaching score" (TGPLS) comme décrit dans la méthodologie de la *Groundwater Watch List*. Ces substances et les indices calculés sont repris dans le Tableau 14. Plus le *leaching score* (TGPLS) est élevé, plus la substance est susceptible d'atteindre la nappe. Sur base de cet indice, les substances les plus susceptibles d'atteindre la nappe sont l'ETBE, le MTBE, des hydrocarbures chlorés, des PFAS, quelques pesticides ou métabolites (2,4,5-T, BAM, imidacloprid, tebuconazole), le sulfaméthoxazole (substance pharmaceutique), le toluène, certains alkylphénols (2,3-Dimethyl- + 3,5-Dimethylphenol), les bentrizoles, certains trihalométhanes (le bromoforme et le chloroforme).

Pour aider à sélectionner les polluants pertinents, un deuxième indice a été calculé, le TGPLS*, en multipliant l'indice de mobilité et l'indice de persistance. De cette manière, si un des indices est égal à 0, le TGPLS* est égal à 0. Cet indice permet donc de sélectionner uniquement les substances qui sont à la fois persistantes et mobiles. Les substances qui ont un TGPLS* supérieur à 0 sont mises en évidence en bleu dans le Tableau 14. On retrouve les substances énumérées ci-dessus (MTBE, ETBE,...) avec un TGPLS élevé

(> 0.5). Quelques polluants qui ont un TGPLS plus faible, sont mis en évidence par ce deuxième indice. Ils sont modérément mobiles et persistants. Il s'agit du diuron, du xylène, du benzène et du chlortoluron.

Les polluants mis en évidence par ce deuxième indice semblent les plus pertinents pour les eaux souterraines au regard de leurs propriétés (persistance et mobilité). Cela ne signifie pas que les autres polluants ne sont pas pertinents mais simplement qu'ils sont moins susceptibles d'atteindre la nappe.

Tableau 14: Indice "Theoretical groundwater potential leaching score", indice de mobilité et un indice de persistance pour les substances pour lesquelles des valeurs de K_{oc} et/ou de K_{ow} et de DT50 ont pu être déterminées

n°	substance	groupe méthode	rem 1	persistance	mobility	TGPLS (persist ence +mobility /2)	TGPLS * (persist ence * mobility)
1	ETBE	Analyses diverses 3		1	1	1	1
2	MTBE	hydrocarbures chlorés		1	1	1	1
3	1,2-Dichloropropane	Analyses diverses 3		1	0,6	0,8	0,6
4	2,4,5-Trichlorofoenoxiazijnzuur (2,4,5-T)	pesticides		1	0,6	0,8	0,6
5	Trichloroéthène	Composes chlorés volatils		1	0,6	0,8	0,6
6	Sulfamethoxazole	Pharmaceutical	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
7	Perfluorooctane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
8	Perfluorooctanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
9	Perfluorohexanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
10	Perfluoroheptanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
11	Perfluorobutane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
12	Perfluoropentanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
13	Perfluorobutanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,6	0,8	0,6
14	bromoforme		D 2020/2184 eau potable	1	0,6	0,8	0,6
15	1H-Benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	1	0,6	0,8	0,6
16	BAM (2,6-dichlorobenzamide)	pesticides		0,5	1	0,75	0,5
17	Dichlorométhane	Composes chlorés volatils		0,5	1	0,75	0,5
18	imidacloprid	pesticide	Watch List ESU	0,5	1	0,75	0,5
19	Methyl- 1H-benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	0,5	1	0,75	0,5
20	Som 2,3-Dimethyl- + 3,5-Dimethylfenol	phénols		1	0,3	0,65	0,3
21	Tetrachloroéthène	Composes chlorés volatils		1	0,3	0,65	0,3
22	Trichlorométhane	hydrocarbures chlorés		1	0,3	0,65	0,3
23	Perfluorohexane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	0,3	0,65	0,3
24	Perfluorodecanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,3	0,65	0,3
25	Perfluorononanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	0,3	0,65	0,3
26	chloroforme		D 2020/2184 eau potable	1	0,3	0,65	0,3
27	tebuconazole	pesticide	Watch List ESU	1	0,3	0,65	0,3
28	Toluène	Composes aromatiques volatils		0,5	0,6	0,55	0,3
29	1,1,2,2-Tetrachloroethane	Composes chlorés volatils		0,5	0,6	0,55	0,3
30	Benzo(ghi)perylène	HAP		1	0	0,5	0
31	Pyrène	HAP		1	0	0,5	0
32	Benzo(b)fluoranthène	HAP		1	0	0,5	0
33	Fluoranthène	HAP		1	0	0,5	0
34	Benzo(k)fluoranthène	HAP		1	0	0,5	0
35	Benzo(a)anthracène	HAP		1	0	0,5	0
36	Benzo(a)pyrène	HAP		1	0	0,5	0
37	Phénanthrène	HAP		1	0	0,5	0

n°	substance	groupe méthode	rem 1	persistence	mobility	TGPLS (persistence + mobility /2)	TGPLS * (persistence * mobility)
38	Antracène	HAP		1	0	0,5	0
39	Chrysène	HAP		1	0	0,5	0
40	Dibenzo(a,h)antracène	HAP		1	0	0,5	0
41	Indeno(123-cd)pyrène	HAP		1	0	0,5	0
42	MCPB	pesticides		0	1	0,5	0
43	cis-Chloordaan	pesticides		1	0	0,5	0
44	Dieldrin	pesticides		1	0	0,5	0
45	p,p-DDT	pesticides		1	0	0,5	0
46	p,p-DDD	pesticides		1	0	0,5	0
47	p,p-DDE	pesticides		1	0	0,5	0
48	Lindaan	Analyses diverses 3		1	0	0,5	0
49	o,p-DDT	Analyses diverses 3		1	0	0,5	0
50	Bromacil	pesticides		0	1	0,5	0
51	Terbutylazine	pesticides		0	1	0,5	0
52	Carbetamide	pesticides		0	1	0,5	0
53	Clopyralid	pesticides		0	1	0,5	0
54	Carbendazim	pesticides		0	1	0,5	0
55	Fluroxypyr	pesticides		0	1	0,5	0
56	MCPA	pesticides		0	1	0,5	0
57	Naftalène	HAP		1	0	0,5	0
58	Acrylamide		D 2020/2184 eau potable	0	1	0,5	0
59	Perfluorododecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	0	0,5	0
60	Perfluoroundecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	0	0,5	0
61	Carbamazepine	Pharmaceutical	GWWL (2021)	1	0	0,5	0
62	TCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	1	0	0,5	0
63	pcb		NQE	1	0	0,5	0
64	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	pesticide	NQE	1	0	0,5	0
65	tributylétain	pesticide	NQE	1	0	0,5	0
66	PBDE 99	PBDE	NQE	1	0	0,5	0
67	hexabromocyclododecane	hexabromocyclododecane	cité dans la littérature	1	0	0,5	0
68	Tetrabromobisphenol A		cité dans la littérature	1	0	0,5	0
69	Diuron	pesticides		0,5	0,3	0,4	0,15
70	Xylènes (somme)	Composes aromatiques volatils		0,5	0,3	0,4	0,15
71	Chloortoluron	pesticides		0,5	0,3	0,4	0,15
72	Benzène	Composes aromatiques volatils		0,5	0,3	0,4	0,15
73	Phenol	Phenol		0	0,6	0,3	0
74	Mecoprop	pesticides		0	0,6	0,3	0
75	m-cresol	Phenol		0	0,6	0,3	0
76	p-Cresol	Phenol		0	0,6	0,3	0
77	o-Cresol	Phenol		0	0,6	0,3	0
78	Bentazone	pesticides		0	0,6	0,3	0
79	2,4-Dichloorfenoxiazijnzuur (2,4-D)	pesticides		0	0,6	0,3	0
80	Dichlorprop	pesticides		0	0,6	0,3	0
81	Pentachloorfenol	pesticides		0	0,6	0,3	0
82	Ethofumesate	pesticides		0	0,6	0,3	0
83	Metamitron	pesticides		0	0,6	0,3	0
84	Atrazine	pesticides		0	0,6	0,3	0
85	Épichlorhydrine		D 2020/2184 eau potable	0	0,6	0,3	0
86	Phtalate de diméthyl	phtalates	cité dans la littérature	0	0,6	0,3	0
87	AMPA	pesticides		0,5	0	0,25	0

n°	substance	groupe méthode	rem 1	persistence	mobility	TGLPS (persistence + mobility /2)	TGLPS * (persistence * mobility)
88	Heptachloor	pesticides		0,5	0	0,25	0
89	Nonylphenol (sum of isomers)	Analyse supplémentaire apd 2019		0,5	0	0,25	0
90	1,2,4-Trichlorobenzène	Composés chlorés volatils		0,5	0	0,25	0
91	1,2,3-Trichlorobenzène	Composés chlorés volatils		0,5	0	0,25	0
92	Microcystine-LR		D 2020/2184 eau potable	0,5	0	0,25	0
93	Phtalate de di-2-éthylhexyle	phtalates	NQE	0,5	0	0,25	0
94	(4-(1,1',3,3'-tétraméthylbutyl)-phénol)	Octylphénols	NQE	0,5	0	0,25	0
95	Ethylbenzène	Composés aromatiques volatils		0	0,3	0,15	0
96	Desethylterbutylazine	pesticides		0	0,3	0,15	0
97	Metabromuron	pesticides		0	0,3	0,15	0
98	Metolachlor	pesticides		0	0,3	0,15	0
99	Propanil	pesticides		0	0,3	0,15	0
100	2,4-Dichloorfenoxyboterzuur (2,4-DB)	pesticides		0	0,3	0,15	0
101	Bisphenol A	Phenol		0	0,3	0,15	0
102	Simazine	pesticides		0	0,3	0,15	0
103	Ibuprofen	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	0,3	0,15	0
104	Erythromycine	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	0,3	0,15	0
105	Phtalate de disobutyle	phtalates	cité dans la littérature	0	0,3	0,15	0
106	Phtalate de diéthyle	phtalates	cité dans la littérature	0	0,3	0,15	0
107	Chlorfenvinphos	pesticide	NQE	0	0,3	0,15	0
108	Acénaphthène	HAP		0	0	0	0
109	Acénaphthylène	HAP		0	0	0	0
110	Glyphosate	pesticides		0	0	0	0
111	Aldrin	pesticides		0	0	0	0
112	alpha-Endosulfan	pesticides		0	0	0	0
113	Endrin	pesticides		0	0	0	0
114	Telodrine	pesticides		0	0	0	0
115	Fenoprop	pesticides		0	0	0	0
116	2,3,5,6-Tetrachlorophenol	phénols		0	0	0	0
117	Fluorène	HAP		0	0	0	0
118	Terbutryn	pesticides		0	0	0	0
119	Phtalate de dibutyle	phtalates	cité dans la littérature	0	0	0	0
120	MCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0	0	0	0

Dans le Tableau 15 sont listées les substances pour lesquelles seule une valeur de K_{oc}/K_{ow} a pu être identifiée. Pour ces substances, il est possible d'estimer si le polluant est susceptible d'atteindre la nappe mais uniquement sur base de l'indice de mobilité. Sur base de ce critère, les polluants les plus mobiles sont les acides haloacétiques (AHA), les trihalométhanes, certains composés aromatiques volatils et certaines substances pharmaceutiques. Les polluants les moins mobiles sont les huiles minérales, les phtalates et les PBDE.

Tableau 15 : Indice de mobilité pour les substances pour lesquelles seul le K_{oc}/K_{ow} a pu être déterminé

n°	substance	groupe méthode	rem 1	persistence	mobility	TGLPS
1	DCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	-	1	-
2	DBA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	-	1	-
3	Sulfadiazin	Pharmaceutical	GWWL (2019)	-	0,6	-

n°	substance	groupe méthode	rem 1	persistence	mobility	TGLPS
4	Sotalol	Pharmaceutical	GWWL (2019)	-	0,6	-
5	bromodichlorométhane		D 2020/2184 eau potable	-	0,6	-
6	chlorodibromométhane		D 2020/2184 eau potable	-	0,6	-
7	MBA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	-	0,6	-
8	1,2,4-triméthylbenzène	Composés aromatiques volatils		-	0,3	-
9	1,3,5-triméthylbenzène	Composés aromatiques volatils		-	0,3	-
10	n-Propylbenzène	Composés aromatiques volatils		-	0,3	-
11	Cumène	Composés aromatiques volatils		-	0,3	-
12	Clopidol	Pharmaceutical	GWWL (2019)	-	0,3	-
13	Primidone	Pharmaceutical	GWWL (2019)	-	0,3	-
14	Clarithromycine	Pharmaceutical	GWWL (2019)	-	0,3	-
15	4-Chloro 3,5-Diméthylphénol	phénols		-	0	-
16	tert-Butylbenzène	Composés aromatiques volatils		-	0	-
17	cis-Heptachloorepoxide	pesticides		-	0	-
18	Isodrin	pesticides		-	0	-
19	Huile minérale C10-C12	huiles minérales		-	0	-
20	C-22 - C-30	Huiles minérales		-	0	-
21	C-16 - C-20	Huiles minérales		-	0	-
22	C-12 - C-16	Huiles minérales		-	0	-
23	Phtalate de dicyclohexyle	phtalates	cité dans la littérature	-	0	-
24	Di-n-octyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	-	0	-
25	Di-n-hexyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	-	0	-
26	Adipate de di-2-ethylhexyle	phtalates	cité dans la littérature	-	0	-
27	Butylbenzylphtalate	phtalates	cité dans la littérature	-	0	-
28	PBDE 100	PBDE	NQE	-	0	-
29	PBDE 153	PBDE	NQE	-	0	-
30	PBDE 154	PBDE	NQE	-	0	-
31	Benzalkonium chloride	antti-mousse	cité dans la littérature	-	0	-

Il y a 69 substances pour lesquelles aucune valeur de K_{oc}/K_{ow} et de DT50 n'a pu être identifiée. Il s'agit principalement des éléments majeurs, des métaux et de certaines huiles minérales. Pour ces 69 substances, il est donc impossible de définir un indice "Theoretical groundwater potential leaching score" sur base des critères utilisés dans la méthodologie de la Groundwater Watch List. Quelques considérations générales peuvent cependant être émises quant à la persistance et la mobilité de ces substances :

- Les éléments majeurs sont généralement persistants et ne subissent globalement pas de phénomène de sorption. Leur potentiel de lessivage est donc important.
- Les métaux sont généralement très persistants mais ils subissent généralement des processus de sorption qui les rendent peu mobiles. La sorption des métaux va fortement dépendre des propriétés du sol (pH, teneur en matière organique, argile...) et elle est donc fortement variable d'un site à l'autre. Le K_d des métaux qui traduit le potentiel de sorption de ces éléments est repris dans le fichier Excel annexe. Globalement les métaux subissent une forte rétention dans la zone non saturée du sol et on en retrouve rarement la trace dans la nappe (Tedoldi et al, 2020). Cependant, dans certaines conditions, quelques métaux peuvent être relativement mobiles, il s'agit du Zn, du Cd, et du Cr (Sage, 2018 ; Marchal et al, 2018). Globalement, le potentiel de lessivage des métaux est très limité.
- Pour les huiles minérales, celles avec des fractions plus élevées ont généralement un potentiel de lessivage plus faible. Marchal et al (2018) ont démontré avec plusieurs simulations du calcul des temps de lessivage avec l'outil d'évaluation des risques utilisés en Région wallonne que les fractions supérieures à C10 mettent plus de 100 ans à atteindre la nappe. C'est également ce qui

est mis en évidence avec les fractions pour lesquelles un score de mobilité a pu être calculé. Celui-ci est égal à 0 (Tableau 15).

4.2.3. Indice total

Un indice total a ensuite été calculé en combinant l'indice de présence pondérée (I.présence* I.norme) et le *leaching score* (TGLPS). Les polluants les plus pertinents sont, a priori, ceux qui sont présents dans les eaux de ruissellement, dépassent les normes et qui sont les plus persistants et mobiles. L'indice total a été calculé de deux façons.

- (1) (indice total) en calculant la moyenne des indices de présence pondérée et de TGLPS
- (2) (indice total*) en multipliant les trois indices : présence pondérée, mobilité et persistance. Comme pour l'indice de TGLPS*, multiplier les indices permet de mettre en évidence ceux qui remplissent tous les critères et qui sont donc a priori les plus susceptibles d'atteindre la nappe avec des concentrations importantes.

Dans le Tableau 16, les indices totaux sont calculés pour les substances pour lesquelles les indices de mobilité et de persistance ont pu être déterminés. Les substances avec un indice total supérieur à 0 sont mises en évidence en orange. Les substances avec un indice total* supérieur à 0 sont mise en évidence en bleu. Ces substances sont parmi les plus susceptibles d'atteindre la nappe avec des concentrations importantes en provenant des eaux de ruissellement :

- les PFAS
- les benzotriazoles
- les composés aromatiques volatils : le toluène, xylène, benzène,...
- certains pesticides : l'imidacloprid, le tebuconazole, le diuron, 2,4,5-T, BAM, chloortoluron
- l'ETBE
- le chloroforme
- certains hydrocarbures chlorés

Tableau 16 : Indice total pour les substances avec un indice de mobilité et de persistance

n°	substance	groupe méthode	rem 1	Présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice tot ((TGLPS+ présence pondérée) /2)	indice tot * (présence pondérée* persistance* mobility)
1	Perfluorooctane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
2	Perfluorooctanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
3	Perfluorohexanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
4	Perfluoroheptanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
5	Perfluorobutane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
6	Perfluoropentanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
7	Perfluorobutanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,6	0,9	0,6
8	1H-Benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	1	1	0,6	0,9	0,6
9	imidacloprid	pesticide	Watch List ESU	1	0,5	1	0,875	0,5
10	Methyl- 1H-benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	1	0,5	1	0,875	0,5
11	Perfluorohexane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,3	0,825	0,3
12	Perfluorodecanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,3	0,825	0,3
13	Perfluorononanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	1	0,3	0,825	0,3

n°	substance	groupe méthode	rem 1	Présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice tot ((TGLPS+ présence pondérée) /2)	indice tot * (présence pondérée* persistance* mobility)
14	tebuconazole	pesticide	Watch List ESU	1	1	0,3	0,825	0,3
15	Toluène	Composes aromatiques volatils		1	0,5	0,6	0,775	0,3
16	Benzo(ghi)perylène	HAP		1	1	0	0,75	0
17	Pyrène	HAP		1	1	0	0,75	0
18	Benzo(b)fluoranthène	HAP		1	1	0	0,75	0
19	Fluoranthène	HAP		1	1	0	0,75	0
20	Benzo(k)fluoranthène	HAP		1	1	0	0,75	0
21	Benzo(a)anthracène	HAP		1	1	0	0,75	0
22	Benzo(a)pyrène	HAP		1	1	0	0,75	0
23	Phénanthrène	HAP		1	1	0	0,75	0
24	Antracène	HAP		1	1	0	0,75	0
25	Chrysène	HAP		1	1	0	0,75	0
26	Dibenzo(a,h)antracène	HAP		1	1	0	0,75	0
27	Indeno(123-cd)pyrène	HAP		1	1	0	0,75	0
28	Perfluorododecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	1	0	0,75	0
29	Perfluoroundecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	1	0	0,75	0
30	pcb		NQE	1	1	0	0,75	0
31	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	pesticide	NQE	1	1	0	0,75	0
32	tributylétain	pesticide	NQE	1	1	0	0,75	0
33	PBDE 99	PBDE	NQE	1	1	0	0,75	0
34	hexabromocyclododecane	Hexabromo cyclododecane	cité dans la littérature	1	1	0	0,75	0
35	Tetrabromobisphenol A		cité dans la littérature	1	1	0	0,75	0
36	Diuron	pesticides		1	0,5	0,3	0,7	0,15
37	Phenol	Phenol		1	0	0,6	0,65	0
38	1,2-Dichloropropane	Analyses diverses 3		0,5	1	0,6	0,65	0,3
39	2,4,5-Trichlorophenoxyazijnzuur (2,4,5-T)	pesticides		0,5	1	0,6	0,65	0,3
40	ETBE	Analyses diverses 3		0,3	1	1	0,65	0,3
41	Phtalate de diméthyl	phtalates	cité dans la littérature	1	0	0,6	0,65	0
42	AMPA	pesticides		1	0,5	0	0,625	0
43	Phtalate de di-2-éthylhexyle	phtalates	NQE	1	0,5	0	0,625	0
44	(4-(1,1',3,3'- tétraméthylbutyl)-phénol)	Octylphénols	NQE	1	0,5	0	0,625	0
45	chloroforme		D 2020/2184 eau potable	0,5	1	0,3	0,575	0,15
46	Phtalate de disobutyle	phtalates	cité dans la littérature	1	0	0,3	0,575	0
47	Phtalate de diéthyle	phtalates	cité dans la littérature	1	0	0,3	0,575	0
48	Chlorfenvinphos	pesticide	NQE	1	0	0,3	0,575	0
49	Acenaphène	HAP		1	0	0	0,5	0
50	Acenaphylène	HAP		1	0	0	0,5	0
51	Glyphosate	pesticides		1	0	0	0,5	0
52	Xylènes (somme)	Composes aromatiques volatils		0,6	0,5	0,3	0,5	0,09
53	MCPB	pesticides		0,5	0	1	0,5	0
54	cis-Chloordaan	pesticides		0,5	1	0	0,5	0
55	Dieldrin	pesticides		0,5	1	0	0,5	0

n°	substance	groupe méthode	rem 1	Présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice tot ((TGLPS+ présence pondérée) /2)	indice tot * (présence pondérée* persistance* mobility)
56	p,p-DDT	pesticides		0,5	1	0	0,5	0
57	p,p-DDD	pesticides		0,5	1	0	0,5	0
58	p,p-DDE	pesticides		0,5	1	0	0,5	0
59	Lindaan	Analyses diverses 3		0,5	1	0	0,5	0
60	o,p-DDT	Analyses diverses 3		0,5	1	0	0,5	0
61	Bromacil	pesticides		0,5	0	1	0,5	0
62	MTBE	hydrocarbures chlorés		0	1	1	0,5	0
63	Acrylamide		D 2020/2184 eau potable	0,5	0	1	0,5	0
64	TCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0,5	1	0	0,5	0
65	Phtalate de dibutyle	phtalates	cité dans la littérature	1	0	0	0,5	0
66	Som 2,3-Dimethyl- + 3,5-Dimethylfenol	phénols		0,3	1	0,3	0,475	0,09
67	Mecoprop	pesticides		0,6	0	0,6	0,45	0
68	1,1,2,2-Tetrachloroethane	Composes chlorés volatils		0,3	0,5	0,6	0,425	0,09
69	m-cresol	Phenol		0,5	0	0,6	0,4	0
70	p-Cresol	Phenol		0,5	0	0,6	0,4	0
71	o-Cresol	Phenol		0,5	0	0,6	0,4	0
72	Bentazone	pesticides		0,5	0	0,6	0,4	0
73	2,4-Dichloorfenoxiazijnzuur (2,4-D)	pesticides		0,5	0	0,6	0,4	0
74	Dichlorprop	pesticides		0,5	0	0,6	0,4	0
75	Pentachloorfenol	pesticides		0,5	0	0,6	0,4	0
76	Terbutylazine	pesticides		0,3	0	1	0,4	0
77	Carbetamide	pesticides		0,3	0	1	0,4	0
78	Trichloroéthène	Composes chlorés volatils		0	1	0,6	0,4	0
79	Sulfamethoxazole	Pharmaceutical	GWWL (2021)	0	1	0,6	0,4	0
80	bromoforme		D 2020/2184 eau potable	0	1	0,6	0,4	0
81	Épichlorhydrine		D 2020/2184 eau potable	0,5	0	0,6	0,4	0
82	Ethylbenzène	Composes aromatiques volatils		0,6	0	0,3	0,375	0
83	Desethylterbutylazine	pesticides		0,6	0	0,3	0,375	0
84	Metabromuron	pesticides		0,6	0	0,3	0,375	0
85	Metolachlor	pesticides		0,6	0	0,3	0,375	0
86	Heptachlor	pesticides		0,5	0,5	0	0,375	0
87	Nonylphenol (sum of isomers)	Analyse supplémentaire apd 2019		0,5	0,5	0	0,375	0
88	BAM (2,6-dichlorobenzamide)	pesticides		0	0,5	1	0,375	0
89	Dichlorométhane	Composes chlorés volatils		0	0,5	1	0,375	0
90	Microcystine-LR		D 2020/2184 eau potable	0,5	0,5	0	0,375	0

n°	substance	groupe méthode	rem 1	Présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice tot ((TGLPS+ présence pondérée) /2)	indice tot * (présence pondérée* persistance* mobility)
91	Chloortoluron	pesticides		0,3	0,5	0,3	0,35	0,045
92	Propanil	pesticides		0,5	0	0,3	0,325	0
93	2,4-Dichlorophenoxyboterzuur (2,4-DB)	pesticides		0,5	0	0,3	0,325	0
94	Tetrachloroéthène	Composes chlorés volatils		0	1	0,3	0,325	0
95	Trichlorométhane	hydrocarbures chlorés		0	1	0,3	0,325	0
96	Ethofumesate	pesticides		0,3	0	0,6	0,3	0
97	1,2,4-Trichlorobenzene	Composes chlorés volatils		0,3	0,5	0	0,275	0
98	Aldrin	pesticides		0,5	0	0	0,25	0
99	alfa-Endosulfan	pesticides		0,5	0	0	0,25	0
100	Endrin	pesticides		0,5	0	0	0,25	0
101	Telodrine	pesticides		0,5	0	0	0,25	0
102	Fenoprop	pesticides		0,5	0	0	0,25	0
103	Clopyralid	pesticides		0	0	1	0,25	0
104	Carbendazim	pesticides		0	0	1	0,25	0
105	Fluroxypyr	pesticides		0	0	1	0,25	0
106	MCPA	pesticides		0	0	1	0,25	0
107	Naftalène	HAP		0	1	0	0,25	0
108	Carbamazepine	Pharmaceutical	GWWL (2021)	0	1	0	0,25	0
109	MCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0,5	0	0	0,25	0
110	Benzène	Composes aromatiques volatils		0	0,5	0,3	0,2	0
111	2,3,5,6-Tetrachlorophenol	phénols		0,3	0	0	0,15	0
112	Metamitron	pesticides		0	0	0,6	0,15	0
113	Atrazine	pesticides		0	0	0,6	0,15	0
114	1,2,3-Trichlorobenzene	Composes chlorés volatils		0	0,5	0	0,125	0
115	Bisphenol A	Phenol		0	0	0,3	0,075	0
116	Simazine	pesticides		0	0	0,3	0,075	0
117	Ibuprofen	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	0	0,3	0,075	0
118	Erythromycine	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	0	0,3	0,075	0
119	Fluorène	HAP		0	0	0	0	0
120	Terbutryn	pesticides		0	0	0	0	0

Tableau 17 : Indice combinant la mobilité et la présence pondérée (l. présence* l.norme) pour les substances pour lesquelles uniquement un indice de mobilité a pu être déterminé

n°	substance	groupe méthode	rem 1	présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice final ((mobility+ présence pondérée) /2)	indice final* (mobility* présence pondérée)
1	DCA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0,5	-	1	0,75	0,5
2	DBA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0,5	-	1	0,75	0,5

n°	substance	groupe méthode	rem 1	présence pondérée ESO	Persistance	mobility	indice final ((mobility+ présence pondérée) /2)	indice final* (mobility* présence pondérée)
3	MBA	Acides haloacétiques (AHA)	D 2020/2184 eau potable	0,5	-	0,6	0,55	0,3
4	C-22 - C-30	Huiles minérales		1	-	0	0,5	0
5	C-16 - C-20	Huiles minérales		1	-	0	0,5	0
6	C-12 - C-16	Huiles minérales		1	-	0	0,5	0
7	Phtalate de dicyclohexyle	phtalates	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
8	Di-n-octyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
9	Di-n-hexyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
10	Adipate de di-2-ethylhexyle	phtalates	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
11	Butylbenzylphtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
12	PBDE 100	PBDE	NQE	1	-	0	0,5	0
13	PBDE 153	PBDE	NQE	1	-	0	0,5	0
14	PBDE 154	PBDE	NQE	1	-	0	0,5	0
15	Benzalkonium chloride	anti-mousse	cité dans la littérature	1	-	0	0,5	0
16	n-Propylbenzene	Composes aromatiques volatils		0,3	-	0,3	0,3	0,09
17	Cumène	Composes aromatiques volatils		0,3	-	0,3	0,3	0,09
18	Huile minérale C10-C12	huiles minérales		0,6	-	0	0,3	0
19	Sulfadiazin	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	-	0,6	0,3	0
20	Sotalol	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	-	0,6	0,3	0
21	bromodichlorométhane		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0	-	0,6	0,3	0
22	chlorodibromométhane		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0	-	0,6	0,3	0
23	cis-Heptachloorepoxide	pesticides		0,5	-	0	0,25	0
24	Isodrin	pesticides		0,5	-	0	0,25	0
25	1,2,4-triméthylbenzene	Composes aromatiques volatils		0	-	0,3	0,15	0
26	1,3,5-triméthylbenzeen	Composes aromatiques volatils		0	-	0,3	0,15	0
27	4-Chloor 3,5-Diméthylphenol	phénols		0,3	-	0	0,15	0
28	tert-Butylbenzene	Composes aromatiques volatils		0,3	-	0	0,15	0
29	Clopidol	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	-	0,3	0,15	0
30	Primidone	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	-	0,3	0,15	0
31	Clarithromycin	Pharmaceutical	GWWL (2019)	0	-	0,3	0,15	0

Pour les substances dont l'indice de persistance n'a pas pu être déterminé, l'indice total n'a pas pu être calculé. Cependant un indice « final » peut quand même être calculé en combinant l'indice de mobilité et l'indice de présence pondérée (présence*norme). Cet indice final a aussi été calculé de deux manières en faisant la moyenne (indice final) et en multipliant les indices (indice final*). Les indices sont présentés dans le Tableau 17. Les substances mises en évidence en bleu sont les plus susceptibles d'atteindre la nappe en provenant des eaux de ruissellement. Il y a :

- les acides haloacétiques
- des composés aromatiques volatils : n-Propylbenzene, Cumène

Les acides haloacétiques n'ont pas été analysés à Bruxelles et n'ont pas non plus fait l'objet d'analyses dans d'autres études sur les eaux de ruissellement, ils sont juste cités dans la *directive (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*. Il serait pertinent de les analyser à Bruxelles pour déterminer s'ils sont présents ou pas dans les eaux de ruissellement.

Les substances pour lesquelles les indices de persistance et de mobilité n'ont pas pu être déterminés sont présentées dans le Tableau 18. Pour ces substances, les temps de demi-vie, les K_{oc} ou K_{ow} n'ont pas pu être trouvés. Un indice total ne peut donc pas non plus être calculé. Dans le Tableau 18, uniquement l'indice de présence pondérée (présence* norme) est indiqué. Un grand nombre de substance a un indice égal à 1, c'est-à-dire qu'elles sont présentes dans les eaux de ruissellement à Bruxelles et dépassent les normes ou sont citées dans la littérature sur les eaux de ruissellement. Il s'agit principalement des éléments majeurs, des paramètres physico-chimiques, des métaux et des huiles minérales. Les substances mises en évidence en bleu dans le tableau sont celles qui sont susceptibles d'être problématiques pour les eaux souterraines d'après la littérature.

Les éléments majeurs sont globalement persistants et ne subissent pas de phénomène de sorption. C'est notamment le cas du Cl et du NO_3 . Le Cl est généralement cité comme polluant à risque parce qu'en hiver, il peut se retrouver en concentration abondante dans les eaux de ruissellement (Sage, 2018 ; Tedoldi et al, 2020 ; Nieber et al, 2014). Le nitrate par contre, même s'il est conservatif, ne semble pas être problématiques pour les eaux souterraines parce qu'il est généralement inférieur aux normes ESO dans les eaux de ruissellement (Tedoldi et al, 2020 ; Nieber et al, 2014). C'est d'ailleurs le cas dans les eaux de ruissellement à Bruxelles. L'ammonium et le phosphore sont cités comme ayant eu un impact sur les eaux souterraines (Tedoldi et al, 2020) même si cela concerne un nombre d'études limité.

Les seuls métaux considérés comme mobiles sont le Zn, le Cd, et le Cr (Sage, 2018 ; Marchal et al, 2018). Pour le Cd, même s'il peut être mobile, il ne dépasse pas les normes ESO dans les eaux de ruissellement à Bruxelles. Il n'est donc a priori pas susceptible d'atteindre la nappe avec une concentration importante.

Pour les huiles minérales celles avec des fractions plus élevées sont généralement considérées comme peu mobiles. Elles ne sont donc peu susceptibles d'atteindre la nappe.

Tableau 18 : Indice de présence pondérée pour les substances pour lesquelles des valeurs de K_{oc} et/ou de K_{ow} et de DT50 n'ont pas pu être déterminées. Les substances mises en évidence en bleu sont celles qui sont susceptibles d'être problématiques pour les eaux souterraines d'après la littérature.

n°	substance	groupe méthode	rem 1	présence pondérée ESO	Persist ence	mobility
1	NH4	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
2	CZV	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
3	TSS	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
4	BZV-5	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
5	Ec at 25°C	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
6	pH	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
7	Cl	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
8	NO2	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
9	PO4	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
10	P	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
11	Cuivre (Cu) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	1	-	-

n°	substance	groupe méthode	rem 1	présence pondérée ESO	Persist ence	mobility
12	Zinc (Zn) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	1	-	-
13	Chrome (Cr) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	1	-	-
14	Plomb (Pb) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	1	-	-
15	Mercure (Hg) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
16	Cuivre (Cu) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
17	Zinc (Zn) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
18	Plomb (Pb) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
19	Chrome (Cr) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
20	Nickel (Ni) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
21	Aluminium (Al) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
22	Ca	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
23	Fer (Fe) total	métaux totaux	analysé en RBC	1	-	-
24	Na	El. maj.+ param.	analysé en RBC	1	-	-
25	Fer (Fe) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	1	-	-
26	C-28 - C-32	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
27	C-20 - C-24	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
28	C-24 - C-28	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
29	Total C-10 - C-40	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
30	C-32 - C-36	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
31	C30-C40	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
32	C-36 - C-40	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
33	C-12 - C-22	Huiles minérales	analysé en RBC	1	-	-
34	PAH's up to 16	HAP	analysé en RBC	1	-	-
35	Total PFAS		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	-	-
36	Entérocoques intestinaux		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	-	-
37	<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	-	-
38	PBDE28	PBDE	NQE	1	-	-
39	PBDE 47	PBDE	NQE	1	-	-
40	m,p-Xylène	Composés aromatiques volatils	analysé en RBC	0,6	-	-
41	o-Xylène	Composés aromatiques volatils	analysé en RBC	0,6	-	-
42	Arsenic (As) total	métaux totaux	analysé en RBC	0,6	-	-
43	Mercure (Hg) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	0,6	-	-
44	Aluminium (Al) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	0,5	-	-
45	Arsenic (As) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	0,5	-	-
46	trans-Chloordaan	pesticides	analysé en RBC	0,5	-	-
47	β-HCH	pesticides	analysé en RBC	0,5	-	-
48	α-HCH	pesticides	analysé en RBC	0,5	-	-
49	trans-Heptachloorepoxide	pesticides	analysé en RBC	0,5	-	-
50	Chloraat	Méthode(s) pour les bilans ioniques	analysé en RBC	0,5	-	-
51	Antimoine		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
52	Bore		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
53	Bromates		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
54	Chlorites		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
55	dioxyde de chlore		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
56	Fluorures		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
57	Acides haloacétiques (AHA)		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
58	Sélénium		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
59	Total trihalométhanes		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
60	Uranium		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	-	-
61	BTEX (somme)	Composés aromatiques volatils	analysé en RBC	0,3	-	-
62	Cadmium (Cd) total	métaux totaux	analysé en RBC	0	-	-
63	Nitrate same as N	Eléments majeurs+ physico-chimie	analysé en RBC	0	-	-
64	Nickel (Ni) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	0	-	-
65	Sulphate same as SO4	Eléments majeurs+ physico-chimie	analysé en RBC	0	-	-
66	Naftalène	HAP	analysé en RBC	0	-	-
67	Cadmium (Cd) dissous	métaux dissous	analysé en RBC	0	-	-
68	Crotamiton	Pharmaceutical	GWVL (2019)	0	-	-
69	Amidozoic Acid	Pharmaceutical	GWVL (2019)	0	-	-

4.2.4. Substances pertinentes pour les eaux souterraines

En conclusion, au regard de ces discussions et des différents indices calculés, les substances les plus susceptibles d'atteindre la nappe avec des concentrations importantes provenant des eaux de ruissellement peuvent être classées en trois catégories :

- 1) Celles pour lesquelles un indice total a pu être calculé. Elles sont donc présentes dans les eaux souterraines et sont persistantes et mobiles :
 - les PFAS
 - les benzotriazoles
 - les composés aromatiques volatils : le toluène, xylène, benzène,...
 - certains pesticides : l'imidacloprid, le tebuconazole, le diuron, 2,4,5-T, BAM, Chloortoluron
 - l'ETBE
 - le chloroforme
 - certains hydrocarbures chlorés

- 2) Celles pour lesquelles uniquement un indice de mobilité a pu être calculé :
 - les acides haloacétiques
 - des composés aromatiques volatils : n-Propylbenzene, Cumène

Pour ces substances le temps de demi-vie n'a pas été trouvé, il n'est donc pas avéré que ces substances soient persistantes. Les acides haloacétiques n'ont pas été analysés à Bruxelles et n'ont pas non plus fait l'objet d'analyses dans d'autres études sur les eaux de ruissellement, ils sont juste cités dans la *directive (UE) 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*. Ils sont considérés comme pertinents pour les eaux souterraines en appliquant une logique sécuritaire mais il serait intéressant de les analyser à Bruxelles pour déterminer si elles sont présentes ou pas dans les eaux de ruissellement.

- 3) Les substances pour lesquelles les indices de mobilité et de persistance n'ont pas pu être calculés mais qui sont présentes dans les eaux de ruissellement et peuvent être problématiques pour les eaux souterraines d'après la littérature :
 - Certains métaux : Zn, Cr
 - Cl
 - Dans certains cas, le NH₄ et le P

Il est intéressant de comparer les polluants quantifiés dans les eaux de ruissellement et ceux qui sont retrouvés dans les eaux souterraines. En RBC, les masses d'eaux souterraines sont en bon état à l'exception de la masse d'eau souterraine des sables du Bruxellien et de l'Yprésien (BR05). Celle-ci présente des concentrations trop élevées en nitrate, tétrachloroéthylène et certains pesticides. Les principaux pesticides sont l'atrazine et ses dérivées et le 2,6-Dichlorobenzamide (BAM). D'autres pesticides sont observés localement et occasionnellement comme le diuron et la simazine. (PGE 2016-2021). Le tétrachloroéthylène et l'atrazine ne sont pas ou très peu quantifiés dans les eaux de ruissellement. Le nitrate est présent dans les eaux de ruissellement mais en concentrations bien inférieures aux normes des eaux souterraines. Il semble donc que ces polluants ne proviennent pas des eaux de ruissellement de voirie ou de toiture ou du moins pas dans leurs compositions actuelles. Le diuron est fréquemment quantifié dans les eaux de ruissellement à Bruxelles (malgré son interdiction d'usage) et le BAM y est occasionnellement

quantifié. Il est possible que la contamination des nappes par ces deux polluants soit liée aux eaux de ruissellement.

Concernant le BAM, celui-ci n'a pas été mis en évidence comme un polluant pertinent d'après la méthodologie utilisée dans cette note. Il est relativement persistant et mobile mais celui-ci n'est que très occasionnellement quantifié dans les eaux de ruissellement et est toujours inférieur à la norme ESO, son indice total* est donc égal à 0. Cependant le BAM est un produit de dégradation des substances actives du dichlobénil et du fluopicolide et celles-ci n'ont pas été analysées dans les eaux de ruissellement. Dans une logique sécuritaire il faudrait inclure le BAM dans les polluants pertinents pour les eaux souterraines et idéalement prévoir des analyses du dichlobénil et du fluopicolide pour vérifier si ces substances sont présentes dans les eaux de ruissellement à Bruxelles.

Pour sélectionner les polluants pertinents, il est proposé de considérer les polluants présentant un indice total* supérieur à 0. Ces polluants sont en effet ceux répondant aux trois critères de présence, persistance et mobilité.

5. Polluants pertinents pour les eaux de surface

De manière générale, les eaux de ruissellement rejoignent les réseaux d'assainissement après être passées par les caniveaux et les bouches d'égout. Il y a 2 types de réseaux d'assainissement, les réseaux unitaires et les réseaux séparatifs. Dans les réseaux unitaires, les eaux de ruissellement sont mélangées aux eaux usées et envoyées en principe vers une station d'épuration. Dans le cas des réseaux séparatifs, il y a uniquement les eaux de ruissellement et elles sont traditionnellement envoyées vers des eaux de surface. Dans le cas des réseaux unitaires, il arrive aussi fréquemment qu'en cas de fortes pluies, les débits dépassent les capacités du système d'assainissement et que le trop-plein soit déversé sans traitement dans les eaux de surface (Chocat et al., 2007). Pour les deux types de réseaux, il est donc fréquent que les eaux de surfaces soient directement impactées par les eaux de ruissellement. Tous les polluants présents dans les eaux de ruissellement sont donc susceptibles d'être pertinents pour les eaux de surface. Il n'est donc pas nécessaire de filtrer les polluants en fonction de leur persistance et de leur mobilité comme pour les eaux souterraines. Pour déterminer si un polluant est pertinent, seul un indice de présence est calculé comme pour les eaux souterraines et comme expliqué dans le Tableau 19. Pour les substances qui ont été analysées en RBC, un indice de dépassement de la norme est également calculé. C'est la norme ESU qui est considérée. S'il n'y a pas de norme ESU, alors les autres normes sont considérées et dans le cas où il n'y a aucune norme, une valeur intermédiaire (0.5) est fixée (Tableau 19).

Tableau 19 : Calcul des indices de présence, de norme et de présence pondérée pour les eaux de surface

Indices	
I. Présence (LQ)	<ul style="list-style-type: none"> • Analysé en RBC <ul style="list-style-type: none"> • + de 20% échantillons > LQ =1 • - de 20% échantillons > LQ = 0,6 • Ensemble des échantillons < LQ = 0 • Ensemble des échantillons <LQ mais LQ> norme =0.5 • Pas analysé en RBC <ul style="list-style-type: none"> • Présent d'après la littérature eau de ruissellement =1 • Pas présent d'après la littérature eau de ruissellement =0 • Pas mentionné dans la littérature eau de ruissellement mais cité dans différentes législations =0.5
I.Norme	<ul style="list-style-type: none"> • Si dépassement de norme ESU = 1 • Si aucun dépassement de norme ESU = 0 • Pas de norme ESU <ul style="list-style-type: none"> • Si dépassement d'autres normes =1 • Aucun dépassement des autres normes =0 • Pas de norme définie = 0.5 <p>Uniquement pour les polluants analysés en RBC sauf pour les analyses avec une limite de quantification trop élevée (supérieure à la norme) C'est la norme ESU qui est considérée et si pas de norme ESU, c'est la norme la plus stricte parmi les normes utilisées dans les tableaux 1 à 5</p>
I. Présence pondérée ESU	<ul style="list-style-type: none"> • Polluants analysés en RBC <ul style="list-style-type: none"> • I. Présence pondérée = I. présence X I. norme • Pas analysé en RBC ou LQ problématique <ul style="list-style-type: none"> • I. Présence pondérée = I. présence

L'indice de présence pondérée est ensuite calculé en multipliant l'indice de présence et l'indice de dépassement de norme. Pour les substances qui n'ont pas été analysées en RBC, l'indice de présence pondérée est égal à l'indice de présence.

Les indices de présence pondérée ont été calculés pour les différents polluants et sont présentés dans Tableau 20 et le Tableau 21. Les substances les plus pertinentes pour les eaux de surface sont celles qui ont un indice de présence pondérée égal à 1.

Dans le Tableau 20, il s'agit des polluants et qui ont été analysés en RBC et dont l'indice de présence pondérée est supérieur à 0. L'ensemble des données est disponible dans un fichier Excel en annexe. Il y a 81 substances dans le Tableau 20. Une cinquantaine de substances ont un score égal à 1, ces substances sont fréquemment quantifiées et dépassent les normes. 32 dépassent les normes ESU (en orange dans le tableau) et 20 dépassent d'autres normes (la norme ESU n'est pas définie). Le reste des substances dans le tableau a un indice de présence pondérée inférieur à 1, il s'agit de substances moins fréquemment quantifiées et/ou pour lesquelles il n'y a pas de normes.

Le Tableau 21 concerne les substances qui n'ont pas fait l'objet d'analyse en RBC ou de substances pour lesquelles les analyses n'étaient pas assez précises (la limite de quantification supérieure à la norme). Les substances avec un score de 1 sont celles qui sont présentes d'après la littérature sur les eaux de ruissellement. Le reste des substances a un score de 0.5 parce que leur présence est inconnue dans les eaux de ruissellement. Ces substances n'ont pas été analysées correctement en RBC et/ou ne sont pas mentionnées dans la littérature sur les eaux de ruissellement.

Les substances du Tableau 21 sont potentiellement pertinentes mais leur présence n'est pas avérée dans les eaux de ruissellement à Bruxelles. Il serait intéressant de les analyser dans les eaux de ruissellement en RBC pour identifier si elles sont présentes ou non, si elles sont fréquemment quantifiées et si elles dépassent les normes.

Tableau 20 :Indice de présence pondérée ESU pour les substances analysées en RBC (dans ce tableau uniquement les substances avec un indice de présence pondérée supérieur à 0 sont présentées, l'ensemble des données est disponible dans un fichier Excel en annexe)

n°	substance	groupe méthode	Indice présence	Rem1	I. Norme	rem2	présence pondérée ESU
1	Toluène	Composes aromatiques volatils	1	> 20%	1	>norme ESU	1
2	CZV	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
3	TSS	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
4	BZV-5	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
5	Cl	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
6	Ec at 25°C	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
7	PO4	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
8	pH	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
9	P	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	>norme ESU	1
10	Benzo(ghi)perylène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
11	Pyrène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
12	Benzo(b)fluoranthène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
13	Benzo(k)fluoranthène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
14	Fluoranthène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
15	Acenaphtène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
16	Benzo(a)anthracène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
17	Benzo(a)pyrène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
18	Phénanthrène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
19	Antracène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
20	Chrysène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
21	Dibenzo(a,h)antracène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
22	Acenaphtylène	HAP	1	> 20%	1	>norme ESU	1
23	Cuivre (Cu) dissous	métaux dissous	1	> 20%	1	>norme ESU	1
24	Zinc (Zn) dissous	métaux dissous	1	> 20%	1	>norme ESU	1
25	Chrome (Cr) dissous	métaux dissous	1	> 20%	1	>norme ESU	1
26	Plomb (Pb) dissous	métaux dissous	1	> 20%	1	>norme ESU	1
27	Cuivre (Cu) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
28	Zinc (Zn) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
29	Plomb (Pb) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
30	Chrome (Cr) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
31	Nickel (Ni) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
32	Mercure (Hg) total	métaux totaux	1	> 20%	1	>norme ESU	1
33	Na	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
34	Ca	El. maj.+ param.	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
35	Indeno(123-cd)pyrène	HAP	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1

n°	substance	groupe méthode	Indice presence	Rem1	I. Norme	rem2	présence pondérée ESU
36	PAH's up to 16	HAP	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
37	Total C-10 - C-40	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
38	C-28 - C-32	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
39	C-20 - C-24	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
40	C-24 - C-28	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
41	C-32 - C-36	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
42	C-16 - C-20	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
43	C-36 - C-40	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
44	C-12 - C-16	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
45	C-22 - C-30	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
46	C30-C40	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
47	C-12 - C-22	Huiles minérales	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
48	Fer (Fe) dissous	métaux dissous	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
49	Fer (Fe) total	métaux totaux	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
50	Aluminium (Al) total	métaux totaux	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
51	AMPA	pesticides	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
52	Glyphosate	pesticides	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
53	Phenol	Phenol	1	> 20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	1
54	m,p-Xylène	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	1	>norme ESU	0,6
55	o-Xylène	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	1	>norme ESU	0,6
56	Xylènes (somme)	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	1	>norme ESU	0,6
57	Ethylbenzène	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	1	>norme ESU	0,6
58	Mercure (Hg) dissous	métaux dissous	0,6	<20%	1	>norme ESU	0,6
59	Desethylterbutylazine	pesticides	0,6	<20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	0,6
60	Metabromuron	pesticides	0,6	<20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	0,6
61	Metolachlor	pesticides	0,6	<20%	1	pas de norme ESU mais > autres normes	0,6
62	Aluminium (Al) dissous	métaux dissous	1	> 20%	0,5	pas de normes	0,5
63	m-cresol	Phenol	1	> 20%	0,5	pas de normes	0,5
64	p-Cresol	Phenol	1	> 20%	0,5	pas de normes	0,5
65	o-Cresol	Phenol	1	> 20%	0,5	pas de normes	0,5
66	ETBE	Analyses diverses 3	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
67	tert-Butylbenzene	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
68	n-Propylbenzene	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
69	BTEX (somme)	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
70	Cumène	Composes aromatiques volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
71	1,1,2,2-Tetrachloroethane	Composes chlorés volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
72	1,2,4-Trichlorobenzene	Composes chlorés volatils	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3

n°	substance	groupe méthode	Indice présence	Rem1	I. Norme	rem2	présence pondérée ESU
73	Huile minérale C10-C12	huiles minérales	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
74	Fluroxypyr	pesticides	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
75	Terbutylazine	pesticides	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
76	Chloortoluron	pesticides	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
77	Ethofumesate	pesticides	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
78	Carbetamide	pesticides	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
79	2,3,5,6-Tetrachlorophenol	phénols	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
80	4-Chloor 3,5-Dimethylphenol	phénols	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3
81	Som 2,3-Dimethyl- + 3,5-Dimethylfenol	phénols	0,6	<20%	0,5	pas de normes	0,3

Tableau 21: Indices de présence pondérée ESU pour les substances qui n'ont pas été analysées(ou analyse pas assez précise) en RBC

N°	substance	groupe méthode	rem 1	I. Presence	rem2	présence pondérée ESU
1	Perfluorododecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	cité dans la littérature	1
2	Perfluoroundecanoic Acid	PFAS	GWWL (2019)	1	cité dans la littérature	1
3	Perfluorooctane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
4	Perfluorooctanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
5	Perfluorohexanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
6	Perfluoroheptanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
7	Perfluorohexane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
8	Perfluorobutane Sulfonate	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
9	Perfluorodecanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
10	Perfluorononanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
11	Perfluoropentanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
12	Perfluorobutanoic Acid	PFAS	GWWL (2021)	1	cité dans la littérature	1
13	Total PFAS		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	cité dans la littérature	1
14	Entérocoques intestinaux		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	cité dans la littérature	1
15	<i>Escherichia coli (E. coli)</i>		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	1	cité dans la littérature	1
16	Phtalate de diméthyl	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
17	Phtalate de disobutyle	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
18	Phtalate de diéthyle	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
19	Phtalate de dicyclohexyle	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
20	Phtalate de dibutyle	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
21	Di-n-octyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
22	Di-n-hexyl phtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
23	Adipate de di-2-éthylhexyle	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
24	Phtalate de di-2-éthylhexyle	phtalates	NQE	1	cité dans la littérature	1
25	Butylbenzylphtalate	phtalates	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
26	pcb		NQE	1	cité dans la littérature	1

N°	substance	groupe méthode	rem 1	I. Presence	rem2	présence pondérée ESU
27	Chlorfenvinphos	pesticide	NQE	1	cité dans la littérature	1
28	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	pesticide	NQE	1	cité dans la littérature	1
29	(4-(1,1',3,3'- tétraméthyl-butyl)-phénol)	Octylphénols	NQE	1	cité dans la littérature	1
30	tributylétain	pesticide	NQE	1	cité dans la littérature	1
31	PBDE28	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
32	PBDE 47	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
33	PBDE 99	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
34	PBDE 100	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
35	PBDE 153	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
36	PBDE 154	PBDE	NQE	1	cité dans la littérature	1
37	imidacloprid	pesticide	Watch List ESU	1	Quantifié dans les ESU	1
38	tebuconazole	pesticide	Watch List ESU	1	Quantifié dans les ESU	1
39	hexabromocyclododecane	hexabromocyclododecane	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
40	Tetrabromobisphenol A		cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
41	1H-Benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
42	Methyl- 1H-benzotriazole	Benzotriazoles	cité dans la littérature	1	cité dans la littérature	1
43	Acrylamide		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
44	Antimoine		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
45	Bore		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
46	Bromates		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
47	Chlorites		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
48	dioxyde de chlore		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
49	Épichlorhydrine		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
50	Fluorures		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
51	Acides haloacétiques (AHA)		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
52	Microcystine-LR		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
53	Sélénium		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
54	Uranium		DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
55	MCA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
56	DCA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
57	TCA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
58	MBA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
59	DBA	Acides haloacétiques (AHA)	DIRECTIVE (UE) 2020/2184 eau potable	0,5	pas analysé	0,5
60	Chloroalcanes C10-13 (8)	Chloroalcanes C10-13 (8)	NQE	0,5	pas analysé	0,5
61	Hexachloro-benzène	Hexachloro-benzène	NQE	0,5	pas analysé	0,5
62	Pentachloro-benzène	Pentachloro-benzène	NQE	0,5	pas analysé	0,5
63	Trifluraline	Trifluraline	NQE	0,5	pas analysé	0,5
64	Dicofol	Dicofol	NQE	0,5	pas analysé	0,5
65	Quinoxifène	Quinoxifène	NQE	0,5	pas analysé	0,5
66	Aclonifène	Aclonifène	NQE	0,5	pas analysé	0,5
67	Bifénox	Bifénox	NQE	0,5	pas analysé	0,5
68	Cybutryne	Cybutryne	NQE	0,5	pas analysé	0,5

N°	substance	groupe méthode	rem 1	I. Presence	rem2	présence pondérée ESU
69	Cyperméthrine	Cyperméthrine	NQE	0,5	pas analysé	0,5
70	Dichlorvos	Dichlorvos	NQE	0,5	pas analysé	0,5
71	Hexabromo-cyclododécane (HBCDD)	Hexabromo-cyclododécane (HBCDD)	NQE	0,5	pas analysé	0,5
72	Arsenic (As) dissous		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
73	Propanil		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
74	2,4-Dichloorfenoxyboterzuur (2,4-DB)		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
75	MCPB		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
76	Bromacil		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
77	Fenoprop		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
78	cis-Chloordaan		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
79	trans-Chloordaan		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
80	Aldrin		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
81	alfa-Endosulfan		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
82	cis-Heptachloorepoxide		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
83	Dieldrin		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
84	Endrin		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
85	Heptachloor		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
86	Isodrin		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
87	p,p-DDT		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
88	β-HCH		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
89	α-HCH		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
90	p,p-DDD		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
91	p,p-DDE		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
92	Telodrine		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5
93	trans-Heptachloorepoxide		analysé en RBC mais LQ problématique	0,5	< LQ mais LQ > normes	0,5

6. Biblio

Becouze-Lareure C., 2010. Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Thèse de doctorat, INSA-Lyon, laboratoire DEEP, 298 pages.

Bressy A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont. Thèse de doctorat, LEESU, Université Paris-Est, 332 pages

Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S. (2007) : Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie ; Techniques de l'ingénieur ; ref W6800 ; 19p

CIS-WG, 2018. Common Implementation Strategy Working Group for Groundwater. Groundwater Watch List (GWWL), Concept and Methodology, Technical Report. pp 37. https://circabc.europa.eu/sd/a/d3fa0178-0134-4316-a11c-dcfd71efca69/Watch-List_Concept_Final.pdf, dernier accès novembre 2021

CIS-WG, 2019. Common Implementation Strategy Working Group for Groundwater. Groundwater Watch List (GWWL), First List facilitating Annex I and II review process of the GWD V. 2.1 (June 2019). pp 14. [https://circabc.europa.eu/sd/a/b746afc1-3169-4135-95ec-312a4359676f/First%20List%20facilitating%20Annex%20I%20and%20II%20review%20process%20of%20the%20Groundwater%20Directive%20\(Endorsed%20V2.1%20-June%202019\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/b746afc1-3169-4135-95ec-312a4359676f/First%20List%20facilitating%20Annex%20I%20and%20II%20review%20process%20of%20the%20Groundwater%20Directive%20(Endorsed%20V2.1%20-June%202019).pdf). Last accessed November 2021

CIS-WG, 2019. Common Implementation Strategy Working Group for Groundwater. Groundwater Watch List (GWWL), Voluntary Groundwater Watch List V. 3.1 (June 2019). pp 17. [https://circabc.europa.eu/sd/a/e6882891-d4a2-4a64-9cf7-f04e13b0d17e/Voluntary%20Groundwater%20Watch%20List%20\(Endorsed%20V3.1%20-June%202019\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/e6882891-d4a2-4a64-9cf7-f04e13b0d17e/Voluntary%20Groundwater%20Watch%20List%20(Endorsed%20V3.1%20-June%202019).pdf). Last accessed November 2021

Clark SE, Pitt R. (2007). Influencing factors and a proposed evaluation methodology for predicting groundwater contamination potential from stormwater infiltration activities. Water Environ Res. 2007 Jan;79(1):29-36. doi: 10.2175/106143006x143173. PMID: 17290969.

USEPA. 2007. SCI-GROW Description. U S Environmental Protection Agency, <https://archive.epa.gov/epa/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/sci-grow-description.html>

GUSTAFSON, D I. 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 8, 339-357

Kelsey Flanagan. 2018. Évaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie. Thèse de doctorat. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, Français. ffNNT : 2018PESC1023ff. fftel-02066094

Gromaire M-C., Veiga L., Grimaldi M. et Aires N., 2014. Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zones urbaines. Document d'orientation pour une meilleure maîtrise des pollutions dès l'origine du ruissellement. Agence de l'eau Seine-Normandie, 63 pages

Gasperi J., Mirande C., Chebbo G., Moilleron R., Saad M., Dubois P., Caupos E., Gromaire M-C., Ruban V., Delamain M., Demare D., Percot S., Cren C., Wiest L., Fratta C., Sebastian C., Barraud S., Millet M., Diallo

Kessoo M., Schwartz J-J. et Wolff H., 2013. Micropolluants dans les eaux pluviales urbaines : concentrations, flux et contributions atmosphériques. Résultats des campagnes de mesure sur trois bassins versants. Rapport final de sous-tâche, projet INOGEV, 41 pages.

Gasperi, J.; Le Roux, J.; Deshayes, S.; Ayrault, S.; Bordier, L.; Boudahmane, L.; Budzinski, H.; Caupos, E.; Caubrière, N.; Flanagan, K.; et al. 2022. Micropollutants in Urban Runoff from Traffic Areas: Target and Non-Target Screening on Four Contrasted Sites. *Water*, 14, 394. <https://doi.org/10.3390/w14030394>

Nieber J L, Arika C N, Lahti L, Gulliver J S, Weiss P T. 2014. The impact of stormwater infiltration practices on groundwater quality. St. Anthony Falls Laboratory Project Report No. 574

Marchal, R., Piront, L., Vandenheede, V., Brouyère, S., & Orban, P. (2018). Convention pour l'amélioration de la méthodologie des études simplifiées des risques (ESR) pour les eaux souterraines et à la réécriture du Guide de Référence pour l'Etude de Risques - partie C du Code Wallon de Bonne Pratique (AMER-N) - Livrable 3 : Nouvelle méthodologie, ses impacts et justifications. <https://hdl.handle.net/2268/241835>

Steets B at Deeb R, 2021. PFAS in Stormwater: What We Know, The California Stormwater Quality Association, <https://www.grac.org/media/files/files/69e82edb/presentation-ruladeeb.pdf>

Sage J. 2018. L'infiltration des eaux pluviales et son impact sur la ressource en eau souterraine. Note de problématique. CEREMA Île-de-France. Accessible à l'adresse suivante : http://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/documents/180725_NoteInfiltrationEauxSouterraines_VF.pdf

Tedoldi D, Gromaire M-C, Chebbo G, (2020) Guide "Infiltrer les eaux pluviales, c'est aussi maîtriser les flux polluants" - OPUR, 72p

Van de Voorde A. 2012. Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement : cas des traitements par produits biocides. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre. Université Paris-Est, 2012. Français. ffNN : 2012PEST1035ff. ffpastel-00730831

VVM. 2016. Révision de l'annexe « Milieukwaliteitsnormen en milieukwantiteitscriteria voor grondwater », Vlarem II: Besluit van de Vlaamse regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne

WORRALL, F, WOOFF, D A, SEHEULT, A H, and COOLEN, F P A. 2000. New approaches to assessing the risk of groundwater contamination by pesticides. *Journal of the Geological Society*, Vol. 157, 877- 884