



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

Université de Liège

Bruxelles Environnement - Leefmilieu Brussel,
Brussels Capital Region, Belgium

Convention IBGE et HGE-ULg

Etude 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 D02 : Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque du système phréatique bruxellois par rapport aux risques de transfert de la pollution vers les eaux souterraines

Décembre 2023

Coordinateur du projet :

Dr. ir. Serge Brouyère

Partenaires scientifiques :

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

ULiège-Aquapôle : ir Pol Magermans

Rédaction : Serge Brouyère, Caroline Thomas, Pol Magermans, Philippe Orban

Table des matières

Résumé	4
Summary	5
Samenvatting	6
1 Mise en contexte et rappel des objectifs du livrable	7
2 La méthode Apsû et son adaptation au contexte de la région de Bruxelles Capitale	8
2.1 Les principes de base de la méthode Apsû	8
2.1.1 Origines de la méthode Apsû	8
2.1.2 Le concept de dangerosité de la surface du sol	10
2.1.3 Le concept de capacité d'atténuation du milieu souterrain	10
2.2 Description de la méthode Apsû d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque	12
2.2.1 Délimitation et discrétisation de la zone cartographiée	12
2.2.2 Évaluation des coefficients de dangerosité directe et latérale	13
2.2.3 Calcul de la capacité d'atténuation du sous-sol	15
2.2.4 Calcul de la vulnérabilité de l'eau souterraine	17
2.2.5 Combinaison éventuelle des trois critères en vue de produire une carte de vulnérabilité finale	18
2.3 Données disponibles en Région de Bruxelles Capitale pour la cartographie de la vulnérabilité	18
2.3.1 Données météorologiques	20
2.3.2 Modèle numérique de terrain et extension de la zone cartographiée	21
2.3.3 Cartographie des sols et de l'occupation du sol – Calcul des coefficients de dangerosité	22
2.3.4 Description de la géologie du sous-sol	23
2.3.5 Prise en compte du réseau hydrographique	26
2.3.6 Paramétrisation des différents horizons géologiques	27
2.3.7 Adaptations de la méthode Apsû au contexte de la Région de Bruxelles Capitale : la variante ApsûBRU	27

3	Résultats de l'application de la méthode APsûBRU en Région de Bruxelles Capitale	30
3.1.	Cartographies intermédiaires produites par l'application de la méthode ApsûBRU	30
3.1.1	Cartes des pentes et directions d'écoulements.....	30
3.1.2	Dangerosité directe, latérale et cumulée	30
3.1.3	Cartes de temps de transfert, durée et niveau maximal de concentration	31
3.2.	La carte de vulnérabilité intrinsèque du système phréatique en Région de Bruxelles Capitale.....	33
4	Tests de cartographie de la vulnérabilité spécifique pour quelques polluants pertinents en Région de Bruxelles Capitale	35
4.1	Principes de cartographie de la vulnérabilité spécifique dans Apsû.....	35
4.2	Tests réalisés en Région de Bruxelles Capitale.....	36
4.	Conclusions et perspectives	41
5.	Bibliographie	43
	Annexe 1: Description de l'interface de base développée pour l'approche ApsûBRU.....	45

Résumé

Le présent rapport décrit les travaux portant sur le volet 2 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.

Ces travaux ont porté sur le développement et l'application d'une méthode de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines du système phréatique en Région de Bruxelles Capitale visant à refléter la variabilité spatiale du système phréatique bruxellois au risque de transfert de pollutions depuis la surface du sol. La méthode développée, appelée ApsûBru consiste en une adaptation de la méthode Apsû développée pour la Wallonie, tenant compte des spécificités et des couches d'information disponibles en Région de Bruxelles Capitale. Ce volet de l'étude constitue la phase préalable à la cartographie de la vulnérabilité spécifique prenant en compte les propriétés spécifiques des polluants (processus physico-chimiques et/ou microbiologiques) au sein du milieu souterrain.

La méthode ApsûBru détermine la vulnérabilité intrinsèque de l'eau souterraine sur base de critères physiques associé au transfert, entre la surface du sol et le sommet de la nappe phréatique, d'un polluant dissout conservatif, i.e. qui ne s'adsorbe pas et ne se dégrade pas. L'eau souterraine est considérée comme étant d'autant plus vulnérable que le temps de transfert minimum vers la nappe est faible, que la concentration maximale du polluant est élevée ou que la durée de la pollution est longue. Le calcul est basé sur la modélisation unidimensionnelle du transport par advection – dispersion d'un pulse de polluant à travers une série de couches géologiques définies sur base du modèle BruStrati3D 1.0, les calculs étant répétés pour chaque maille de 10 x 10 m de ce modèle, à l'échelle de la région. Le système phréatique bruxellois montre une vulnérabilité intrinsèque faible à modérée sur une grande partie du territoire, à l'exception des fonds de vallées, en particulier ceux de la Senne et la Woluwe, où le caractère plus superficiel des eaux souterraines les rendent vulnérables à très vulnérables.

Le rapport décrit également quelques premiers tests de cartographie de la vulnérabilité spécifique du système phréatique bruxellois vis-à-vis de 4 polluants significativement présents dans les eaux de ruissellement de voiries bruxelloises (le diuron, le glyphosate, le 2,6-Dichlorobenzamide (BAM) et le toluène), tenant compte de leurs propriétés spécifiques (constante d'adsorption et de dégradation).

Summary

This report describes the work carried out on part 2 of the "Study on the characterization of rainwater in the Brussels-Capital Region, intrinsic vulnerability of the phreatic aquifer system to the transfer of surface pollution and its hydrodispersive parameters".

This work involved the development and application of a method for mapping the intrinsic vulnerability of groundwater of the phreatic system in the Brussels-Capital Region, aimed at reflecting the spatial variability of the Brussels phreatic system to the risk of pollution transfer from the ground surface. The method developed, called ApsûBru, is an adaptation of the Apsû method developed for Wallonia, taking into account the specific features and layers of information available in the Brussels-Capital Region. This part of the study constitutes the preliminary phase in the mapping of specific vulnerability, taking into account the specific properties of pollutants (physico-chemical and/or microbiological processes) within the underground environment.

The ApsûBru method determines the intrinsic vulnerability of groundwater based on physical criteria associated with the transfer, between the surface of the ground and the top of the water table, of a conservative dissolved pollutant, i.e. one that does not adsorb or degrade. Groundwater is considered to be all the more vulnerable if the minimum transfer time to the water table is low, the maximum concentration of the pollutant is high, or the duration of the pollution is long. The calculation is based on the one-dimensional modelling of transport by advection - dispersion of a pulse of pollutant through a series of geological layers defined based on the BruStrati3D 1.0 model. Calculations were being repeated for each 10 x 10 m grid cell of this model, on a regional scale. The Brussels groundwater system shows low to moderate intrinsic vulnerability over a large part of the territory, with the exception of the valley bottoms, particularly those of the Senne and Woluwe rivers, where the more superficial nature of the groundwater makes it vulnerable to very vulnerable.

The report also describes some initial tests for mapping the specific vulnerability of the Brussels groundwater system to 4 pollutants significantly present in run-off water from Brussels roads (diuron, glyphosate, 2,6-dichlorobenzamide (BAM) and toluene), taking into account their specific properties (adsorption and degradation constants).

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de uitgevoerde werkzaamheden voor deel 2 van de studie over de karakterisering van het regenwater in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, de intrinsieke kwetsbaarheid van het freatische grondwater systeem ten opzicht van oppervlakteverontreiniging en de schatting van de hydrodispersie parameters.

Dit werk omvatte de ontwikkeling en toepassing van een methode voor het in kaart brengen van de intrinsieke kwetsbaarheid van het grondwater in het freatische systeem in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, met als doel de ruimtelijke variabiliteit van het Brusselse freatische systeem voor het risico op overdracht van verontreiniging vanaf het grondoppervlak weer te geven. De ontwikkelde methode, ApsûBru genaamd, is een aanpassing van de Apsû-methode die werd ontwikkeld voor Wallonië, rekening houdend met de specifieke kenmerken en informatielagen die beschikbaar zijn in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Dit deel van de studie vormt de voorbereidende fase voor het in kaart brengen van de specifieke kwetsbaarheid, rekening houdend met de specifieke eigenschappen van de polluenten (fysicochemische en/of microbiologische processen) in het ondergrondse milieu.

De ApsûBru-methode bepaalt de intrinsieke kwetsbaarheid van het grondwater op basis van fysische criteria die verband houden met de overdracht tussen het grondoppervlak en de grondwatertafel voor een conservatieve opgeloste stof, d.w.z. een polluent die niet adsorbeert of afbreekt. Grondwater wordt des te kwetsbaarder geacht als de minimale transfer tijd naar de grondwaterspiegel laag is, de maximale concentratie van de polluent hoog is, of de duur van de verontreiniging lang is. De berekening is gebaseerd op de één-dimensionele modellering van het transport door advectie-dispersie van een polluent puls door een reeks geologische lagen gedefinieerd op basis van het BruStrati3D 1.0 model. De berekeningen worden herhaald voor elke 10 x 10 m rastercel van dit model, op regionale schaal. Het Brusselse grondwatersysteem vertoont een lage tot matige intrinsieke kwetsbaarheid over een groot deel van het grondgebied, met uitzondering van de valleibodems, in het bijzonder die van de Zenne en de Woluwe, waar de minder diep grondwatertafel het kwetsbaar tot zeer kwetsbaar maakt.

Het rapport beschrijft ook enkele eerste tests voor het in kaart brengen van de specifieke kwetsbaarheid van het Brusselse grondwatersysteem voor 4 polluenten die significant aanwezig zijn in afvoerwater van Brusselse wegen (diuron, glyfosaat, 2,6-dichloorbenzamide (BAM) en toluen), rekening houdend met hun specifieke eigenschappen (adsorptie- en afbraakconstanten).

1 Mise en contexte et rappel des objectifs du livrable

Le présent marché s'inscrit dans le cadre de la politique générale de gestion des eaux pluviales mise en œuvre en Région de Bruxelles-Capitale. Cette gestion recourant de manière de plus en plus croissante à des systèmes favorisant l'infiltration des eaux pluviales à travers les sols et donc vers l'eau souterraine, il existe potentiellement un risque, si la qualité de ces eaux d'infiltration n'est pas optimale, que la qualité des eaux souterraines du système phréatique bruxellois soit dégradée. Dans ce contexte, ce volet du marché consiste à établir une cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines phréatiques par rapport au risque de transfert de pollution depuis la surface du sol. Conformément aux spécifications du cahier des charges, la carte de vulnérabilité intrinsèque produite devait être réalisée de manière à permettre l'identification, via un indice de vulnérabilité, des zones sensibles à l'infiltration par rapport au risque de transfert de la pollution vers les eaux souterraines.

Ce rapport décrit les travaux qui ont été menés dans ce contexte, en partant d'une description de la méthode Apsû (Popescu et al. 2004, 2019) qui a servi de base pour ces travaux. Dans un deuxième temps, une analyse des données disponibles en Région de Bruxelles Capitale pouvant être utilisées en vue de produire les couches d'information en entrée de la méthode Apsû est proposée. Les adaptations de la méthode Apsû pour son application en région de Bruxelles Capitale sont également décrites. Finalement, les résultats obtenus en matière de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque du système phréatique bruxellois sont présentés et discutés avant d'en tirer des conclusions et perspectives.

2 La méthode Apsû et son adaptation au contexte de la région de Bruxelles Capitale

2.1 Les principes de base de la méthode Apsû

2.1.1 Origines de la méthode Apsû

La méthode Apsû a été développée pour cartographier la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines de la Région wallonne (Popescu et al. 2004). Elle a été appliquée ensuite avec succès à l'ensemble du territoire wallon dans le cadre d'une convention avec le Service public de Wallonie (Thomas et al. 2019). L'approche se base sur une représentation physiquement, simplifiée pour être aisément applicable mais sans être simpliste, du transfert d'eau et d'un polluant « conservatif » (ne s'adsorbant pas et ne se dégradant pas) à travers le système sol – zone non saturée, tenant compte de l'occupation du sol qui peut contribuer à réduire mais aussi à accroître les flux d'eau (et donc de polluants) entre la surface du sol et la surface piézométrique.

APSÛ signifie « Aquifer Protection by evaluating its Sensitivity -vUlnerability » (protection de l'aquifère par l'évaluation de sa sensibilité et de sa vulnérabilité). Dans l'ancienne langue akkadienne, Apsû (ou Abzu en sumérien) était le nom de la mer primitive située sous l'espace vide du monde souterrain et la terre au-dessus. Il peut également s'agir d'eau douce provenant d'aquifères souterrains à laquelle on attribuait une qualité de fertilisation religieuse. Les lacs, les sources, les rivières, les puits et les autres sources d'eau douce étaient censés tirer leur eau de l'Apsû.

Remarque préalable : le texte qui suit est une synthèse traduite en français de la description de la méthode dans Popescu et al. (2019)

Le modèle conceptuel sur lequel repose l'approche Apsû de cartographie de la vulnérabilité de l'eau souterraine repose sur les principes qui suivent. L'événement polluant est supposé se produire à la surface du sol (les sources de pollution enterrées ne sont pas prises en compte dans l'approche actuelle) et les polluants émis à la source sont dissous dans la phase aqueuse. L'eau est donc le principal vecteur de mobilité des polluants dissous sur le sol par ruissellement, et dans le sous-sol où l'infiltration est supposée se produire verticalement (aucun écoulement latéral n'est pris en compte dans la zone non saturée).

D'un point de vue très général, on peut définir que l'eau souterraine est plus vulnérable si elle est plus susceptible d'être polluée, c'est-à-dire si la quantité de polluant susceptible d'atteindre la nappe (vulnérabilité de la ressource) et de s'y propager (vulnérabilité de la source) est plus importante (Brouyère et al. 2007). C'est le cas si les polluants émis à la surface du sol sont susceptibles de traverser le sol et la zone non saturée pour atteindre, en quantité significative, la nappe, puis de se propager au sein de la masse d'eau souterraine pour atteindre des récepteurs en aval tels que des puits de pompage, des sources ou des rivières drainantes (figure 1). En d'autres termes, si 0 % de la quantité de polluant émise à la surface

atteint la nappe, la ressource en eau souterraine n'est pas du tout vulnérable. En revanche, si 100 % du polluant atteint la nappe, l'eau souterraine est extrêmement vulnérable.

Suivant ce modèle conceptuel, une expression logique de la vulnérabilité de l'eau souterraine consiste à évaluer la quantité relative de polluant émis qui peut atteindre la cible d'eau souterraine considérée (équation 1).

$$V = \frac{M_{ESO}}{M_{Source}} \quad (1)$$

avec M_{ESO} = la quantité (masse) de polluant atteignant la nappe d'eau souterraine,

M_{Source} = la quantité (masse) de polluant émise là où la pollution a lieu (source de pollution).

Selon cette définition générale, l'eau souterraine est plus vulnérable si les polluants peuvent être transportés de la source d'émission à la surface du sol vers la nappe et qu'en même temps, ces polluants sont suffisamment conservatifs (par exemple, faible sorption ou dégradation) pour atteindre les eaux souterraines à des concentrations de l'ordre des normes environnementales. Les facteurs de vulnérabilité de l'eau souterraine doivent refléter, dans la mesure du possible, la capacité du milieu souterrain à réduire naturellement l'intensité de la pollution et les processus qui conduisent à la réduction de la masse de polluants depuis la source de pollution jusqu'à la nappe (à travers la zone non saturée). Cela comprend deux catégories principales de processus : (1) le ruissellement des polluants hors de la zone d'alimentation de la nappe d'eau souterraine, et (2) les processus de retard et dégradation des polluants au cours de leur transfert dans le sol, le sous-sol et les eaux souterraines. Compte tenu de ce modèle conceptuel, la méthode APSÛ est basée sur deux éléments clés : la "dangerosité de la surface du sol" et la "capacité d'atténuation du milieu souterrain".

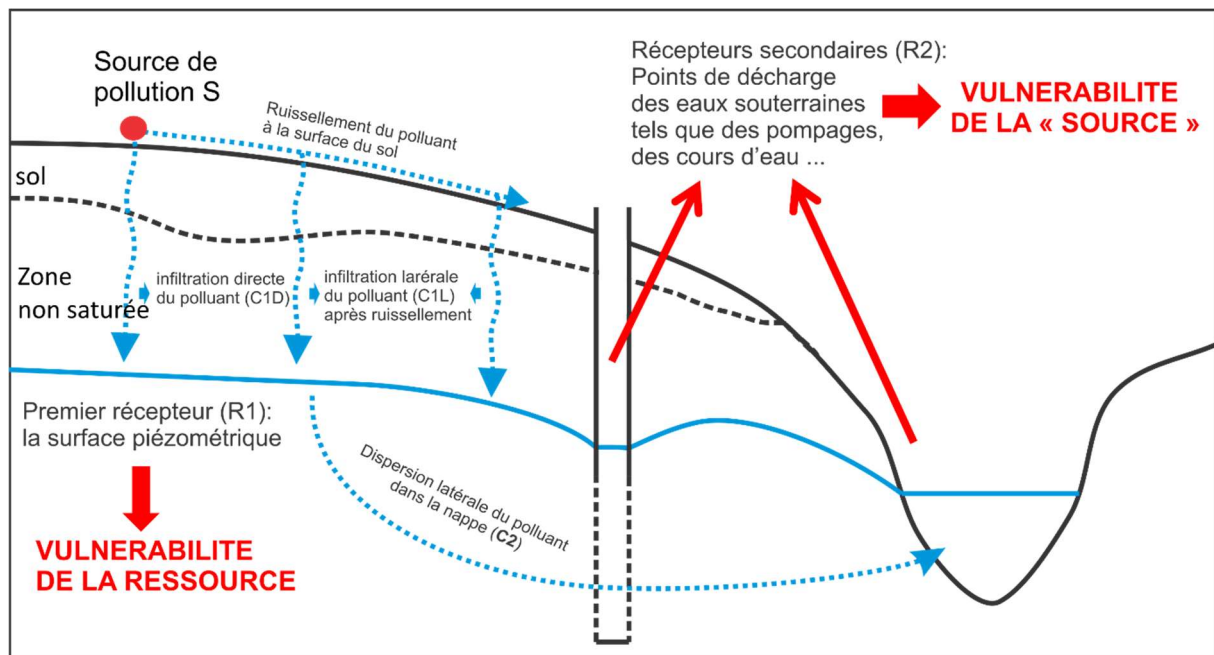


Figure 1. Représentation schématique du concept Source - Cheminement – Récepteur sous-tendant l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines (adapté de Brouyère et al. 2007). Les polluants émis à la surface du sol (source de pollution S) peuvent s'infiltrer dans le sol et la zone non saturée, soit directement (cheminement C1D), soit indirectement le long de leur ruissellement à la surface du sol (cheminement C1L), pour atteindre la nappe phréatique (Récepteur R1,

vulnérabilité de la ressource en eau souterraine). Par la suite, les polluants peuvent migrer à travers la masse d'eau souterraine (cheminement C2) pour atteindre des cibles situées en aval, telles que des puits de pompage, des sources ou des rivières drainantes (Récepteur R2, vulnérabilité de la "source" de l'eau souterraine). La méthode APSÛ se concentre sur l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des ressources en eaux souterraines.

2.1.2 Le concept de dangerosité de la surface du sol

Lorsqu'une pollution se produit à un endroit donné dans la zone d'alimentation d'une nappe d'eau souterraine (source de pollution S, Figure 1), la dangerosité de la surface du sol à cet endroit est définie comme étant le risque maximal de pollution de l'eau souterraine, indépendamment de toute capacité d'atténuation qui pourrait se produire au cours du transfert du polluant vers la nappe, à travers les formations géologiques qui composent la zone non saturée. Lorsque la pollution se produit, une fraction du polluant s'infiltré directement (cheminement du polluant C1D, Figure 1). La quantité restante de polluant s'écoule latéralement, en suivant la topographie locale. Au cours de ce trajet à la surface du sol, le polluant peut progressivement s'infiltrer latéralement (cheminement C1L, Figure 1) ou ruisseler plus loin jusqu'à ce qu'il s'infiltré en des points bas topographiques (par exemple des dolines ou des dépressions topographiques) ou jusqu'à ce que la sortie du bassin versant soit atteinte. Le concept de dangerosité de la surface du sol est donc intimement lié aux conditions hydrologiques d'infiltration et ruissellement qui prévalent à la surface du sol. Si le polluant ne s'infiltré nulle part (par exemple, sols peu perméables ou revêtements de surface imperméables), il n'y a pas de danger pour les eaux souterraines, du moins dans le bassin versant considéré. En revanche, si la majeure partie du polluant émis s'infiltré dans le sous-sol du bassin versant, il y a "potentiellement" un danger de pollution pour les eaux souterraines s'il n'y a pas ensuite d'atténuation du polluant le long de son trajet vertical vers l'eau souterraine. Parce qu'elle est liée à la distribution spatiale des conditions d'infiltration, la dangerosité de la surface dépend de la topographie, des propriétés du sol et de l'occupation du sol. On peut également faire une distinction entre la dangerosité directe de la surface du sol qui correspond à la quantité relative de polluant qui s'infiltré directement à l'endroit où la pollution se produit, et la dangerosité latérale, qui correspond à la quantité de polluant qui s'infiltré latéralement et progressivement le long de son trajet de ruissellement à la surface du sol. Tous ces concepts seront développés ultérieurement.

2.1.3 Le concept de capacité d'atténuation du milieu souterrain

Étant donné qu'elle reflète les éventuelles pertes de masse de polluant par sorption et dégradation, la définition générale de la vulnérabilité des eaux souterraines proposée ici (équation 1) est parfaitement adaptée à l'évaluation de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines. Cependant, elle ne s'applique pas directement à l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines. En effet, cette dernière ne doit refléter que les facteurs naturels (c'est-à-dire les conditions géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques) contribuant à la vulnérabilité théorique des eaux souterraines à tout type de polluants (par exemple, en se dégradant ou non), sans tenir compte des propriétés spécifiques des polluants (telles que la dégradation ou la sorption des polluants considérés). Quel que soit le danger à la surface du sol, d'un point de vue intrinsèque, si aucune dégradation ou sorption n'est prise

en compte, les eaux souterraines sont toujours très vulnérables. En d'autres termes, la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines ne dépendrait que de la quantité relative d'eau infiltrée à la surface du sol. C'est une option, mais elle ne tient absolument pas compte de l'impact des processus physiques tels que la dispersion hydrodynamique (dispersion mécanique et diffusion) et le retard physique dans le milieu souterrain qui peuvent au moins contribuer à retarder, disperser, diluer et donc atténuer physiquement les polluants au cours de leur migration vers l'eau souterraine. En particulier, des temps de transfert plus longs favorisent la dégradation des polluants non conservateurs et une plus forte dispersion de la pollution, ce qui entraîne une réduction de la concentration au niveau de la cible des eaux souterraines.

En prenant cela en considération, et en suivant la proposition de Brouyère et al. (2001) et Popescu et al. (2004), la capacité d'atténuation intrinsèque du milieu souterrain doit contribuer à répondre aux questions suivantes :

- (1) Lorsque le polluant s'infiltré, combien de temps met-il pour atteindre l'eau souterraine (temps de parcours) ?
- (2) Quelle est la concentration maximale attendue du polluant lors de son arrivée dans la nappe (niveau de pollution) ?
- (3) Combien de temps faut-il pour dissiper la pollution une fois qu'elle a atteint l'eau souterraine (durée de la pollution) ?

On dispose ainsi de 3 critères permettant de quantifier la vulnérabilité des eaux souterraines. Les eaux souterraines sont plus vulnérables lorsque :

- (1) le temps de transfert entre l'origine de la pollution et la nappe d'eau souterraine est court,
- (2) la concentration maximale en polluant atteinte lors de son arrivée dans la nappe est élevée.
- (3) la durée de la pollution de l'eau souterraine est long,

A l'inverse, la capacité intrinsèque d'atténuation du milieu souterrain est élevée si (1) le temps de transfert est long, (2) La concentration maximale atteinte est basse et (3) la durée de la pollution est courte.

Pour évaluer ces critères, on considère la propagation verticale d'une impulsion de polluant (fonction mathématique de type Dirac) à travers le sol et les couches géologiques qui composent la zone non saturée. Le polluant concerné est supposé conservatif et n'est donc affecté ni par des processus de sorption, ni par de la dégradation ou des réactions chimiques. L'équation décrivant la propagation verticale unidimensionnelle d'un polluant conservatif dissous dans un milieu poreux est l'équation d'advection-dispersion (équation 2).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial c}{\partial z} \right) - v_e \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2)$$

avec z : distance de déplacement le long du trajet du polluant [L], t : temps [T], v_e : vitesse effective (de transport) [LT^{-1}], c : concentration du polluant [ML^{-3}], D : coefficient de dispersion hydrodynamique [L^2T^{-1}].

2.2 Description de la méthode Apsû d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque

Les concepts de base sur lesquels repose la méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque Apsû sont relativement simples. Cependant, les processus physiques sur lesquels ces concepts sont basés sont potentiellement très complexes (i.e. infiltration et ruissellement à la surface du sol, écoulement et le transport des polluants dans le sol et la zone non saturée plus profonde) et peuvent nécessiter des outils de modélisation sophistiqués. L'objectif ici est d'obtenir une image représentative du comportement des polluants dans le sous-sol, d'une manière simplifiée mais non simpliste, en utilisant une approche qui reste flexible et facile à mettre en œuvre. Les différentes étapes de l'élaboration de la carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines sont décrites en détail ci-après.

2.2.1 Délimitation et discrétisation de la zone cartographiée

La composante d'écoulement de surface incluse dans l'approche nécessite en principe d'étendre le domaine étudié aux limites hydrologiques telles que les lignes de partage topographiques, voire à la zone d'alimentation de la nappe d'eau souterraine pour laquelle le travail de cartographie de la vulnérabilité est entrepris. La première étape consiste à délimiter aussi précisément que possible la zone d'alimentation de la nappe concernée, qui correspond à tous les endroits à la surface du sol à partir desquels l'eau peut atteindre la nappe par infiltration directe ou par infiltration latérale après ruissellement à la surface du sol. La cartographie de la vulnérabilité est ensuite réalisée sur base d'une grille régulière (maille carrée) correspondant au bassin versant délimité (figure 2a). Par facilité, la maille de base correspond en général à celle du modèle numérique de terrain utilisé pour les calculs (cf. suite).

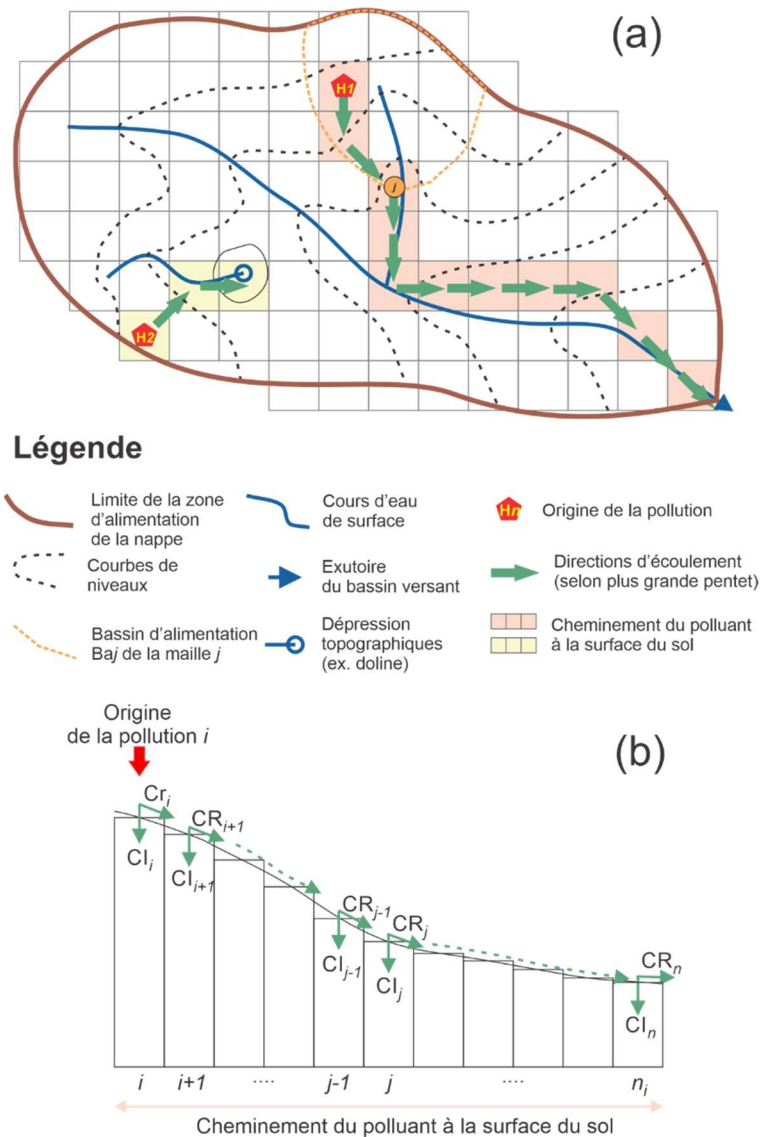


Figure 2. (a) Le bassin versant est discrétisé sous forme d'une grille régulière donc la cellule carrée sert de base à tous les calculs effectués pour la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines. Dans chaque cellule, on suppose qu'une quantité unitaire de polluant est émise. Le polluant peut ruisseler hors du bassin versant (source de pollution H1 1 et cheminement η_1) ou ruisseler jusqu'à une dépression topographique telle qu'une doline où il peut s'infiltrer de manière concentrée (source de pollution H2 et cheminement η_2). Chaque cellule j est également caractérisée par son bassin d'alimentation BA_j . (b) Coupe transversale le long du cheminement du polluant par ruissellement sur la surface du sol depuis la cellule i , montrant les différents coefficients utilisés pour calculer les termes de dangerosité énumérés dans le tableau 1.

2.2.2 Évaluation des coefficients de dangerosité directe et latérale

Les coefficients dangerosité directe et latérale de la surface du sol sont calculés selon la procédure suivante, étape par étape.

Soit une quantité unitaire (impulsion) d'eau et de polluant émis à un endroit i (cellule de la discrétisation 2D) à la surface du sol dans le bassin d'alimentation de la nappe d'eau souterraine (figure 2b). Selon les conditions hydrologiques prévalant à cet endroit, une proportion CI_i d'eau et de polluant s'infiltrer directement. La dangerosité directe de la surface

du sol à l'emplacement i est donc défini ici comme la proportion d'eau et de polluants qui s'infiltrent à cet emplacement i :

$$DD_i = CI_i \quad (3)$$

La quantité restante $CR_i = 1 - CI_i$ s'écoule suivant la pente et peut s'infiltrer progressivement le long du parcours de ruissellement en aval de l'emplacement i (appelé η_i). La dangerosité latérale de la surface du sol associée à l'emplacement i (DL_i) est donc proportionnelle à CR_i , mais son ampleur et sa distribution spatiale dépendent des conditions d'infiltration le long de η_i .

En tout point j situé à l'aval de i , le terme de dangerosité latérale DL_i^j dépend de :

- la quantité de polluant quittant i par ruissellement, c'est-à-dire CR_i ;
- ce qui est "perdu en cours de route" par infiltration dans les cellules intermédiaires situées entre i et j ;
- la capacité d'infiltration au niveau de j , c'est-à-dire CR_j .

En considérant cette représentation simplifiée des processus hydrologiques prévalant à la surface du sol à l'aide des coefficients d'infiltration et de ruissellement, on peut montrer (cf. Popescu et al. 2004) que les coefficients de dangerosité associés à chaque cellule i de la grille du bassin versant peuvent être calculés comme suit (Tableau 1).

Tableau 1. Expressions mathématiques des différents termes de dangerosité de la surface du sol. La trajectoire des polluants à la surface du sol η_i est constituée de n_i cellules. La dangerosité directe de la surface du sol (équation 4) reflète la capacité d'infiltration immédiate (locale) de polluants dans le sous-sol. La dangerosité latérale totale (Eqn 7) reflète l'ampleur de l'infiltration des polluants le long de la voie de ruissellement à la surface du sol. La dangerosité latérale cumulée au droit d'une cellule j (Eqn 8) reflète la dangerosité associée à l'endroit j à toute pollution qui pourrait apparaître en amont dans son bassin versant (DBj).

Terme de dangerosité	Définition	Eqn.
Dangerosité directe au droit de la cellule i	$DD_i = CI_i = 1 - CR_i$	(4)
Dangerosité latérale de la cellule i au droit de chaque cellule j située dans son aval η_i	$DL_i^j = \prod_{k=i}^{j-1} CR_k \times (1 - CR_j)$	(5)
Dangerosité latérale totale associée à la cellule i	$DL_i = \sum_{k=i}^{\eta_i} DL_i^k = CR_i - \prod_{k=i}^{\eta_i} CR_k$	(6)

Dangerosité totale associée à la cellule i	$DT_i = DD_i + DL_i = 1 - \prod_{k=i}^{\eta_i} CR_k$	(7)
Dangerosité latérale cumulée associée à l'amont BA_j d'une cellule j	$DLC_j = \sum_{k=i}^{BA_j} DL_k^j$	(8)

2.2.3 Calcul de la capacité d'atténuation du sous-sol

Pour évaluer la capacité d'atténuation intrinsèque du sous-sol, le transport vertical unidimensionnel d'un polluant est calculé entre la surface du sol (origine de la source de pollution supposée) et le sommet de la nappe d'eau souterraine, en tenant compte de la nature et de l'épaisseur des différentes couches géologiques traversées (figure 3). La réponse peut être obtenue à l'aide d'un modèle unidimensionnel d'advection-dispersion. Étant donné que la vulnérabilité intrinsèque ne tient pas compte d'un scénario de pollution spécifique, une masse unitaire de polluant (fonction de type Dirac) est considérée comme donnée d'entrée dans le modèle de transport. Le bassin versant des eaux souterraines est discrétisé dans le plan (x,y) , en utilisant la même grille que pour la quantification de la dangerosité de la surface. Dans chaque cellule de la grille, la géologie est représentée verticalement par une série de couches allant de la surface du sol à la nappe phréatique : sol, sous-sol, couches géologiques non saturées. Chaque colonne est composée d'autant de compartiments que de couches géologiques successives rencontrées le long de la direction verticale. Chaque compartiment est caractérisé par son épaisseur et un matériau qui reflète sa lithologie. Une liste de lithologies de référence est établie, à laquelle sont associées des propriétés hydrodynamiques et hydrodispersives (conductivité hydraulique, porosité effective de transport, dispersivité longitudinale), nécessaires aux calculs de transport.

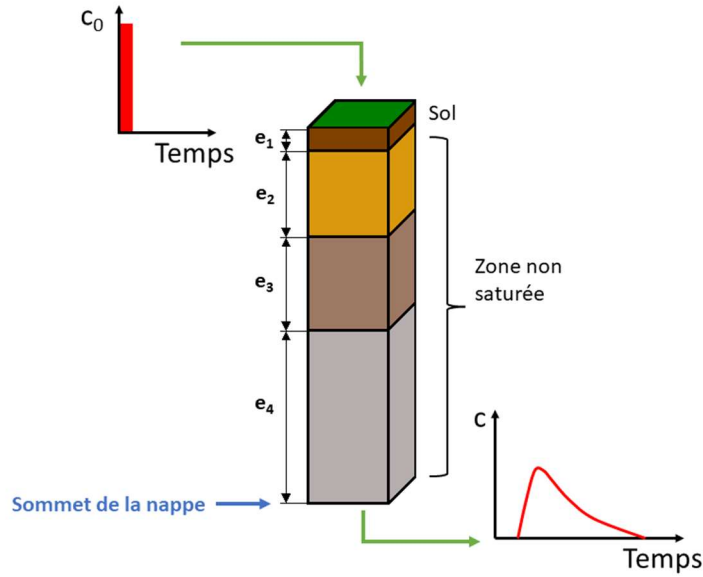


Figure 3. Courbes de percée calculées sur base de l'application répétée (en cascade) d'une solution analytique 1D de l'équation d'advection – dispersion à travers chaque couche géologique rencontrée entre la surface du sol et la nappe d'eau souterraine (d'après Dassargues & Popescu 2003, Popescu et al. 2008).

Dans la plupart des sols non structurés et des milieux poreux géologiques (c'est-à-dire sans écoulement préférentiel), le moteur de l'écoulement vertical des polluants est la gravité et est contrôlé par le taux d'infiltration effectif I_{eff} [LT^{-1}]. Dans ce cas, le flux advectif à travers le compartiment est égal au taux d'infiltration divisé par la porosité effective de transport (n_e).

$$v_e = \frac{I_{eff}}{n_e} \quad (9)$$

Le taux d'infiltration effectif peut être estimée sur la base d'un bilan hydrologique du bassin versant. Ce bilan hydrique doit permettre de calculer une "eau utile" (EU) moyenne (annuelle) correspondant à l'eau disponible à la surface du sol pour l'infiltration et le ruissellement (EU = précipitation – évapotranspiration réelle sur base annuelle). Cellule par cellule, l'infiltration effective peut être estimée comme suit (dans la cellule i) :

$$I_{eff}^i = EU \times CI_i \quad (10)$$

Dans des contextes spécifiques, tels que des roches fracturées affleurantes ou des sols macroporeux (c'est-à-dire sans couverture de sol protectrice significative), des écoulements préférentiels peuvent se produire lors de fortes pluies ; cela entraîne un transfert préférentiel des polluants depuis la surface du sol vers la nappe phréatique, ce qui rend les eaux souterraines très sensibles à la pollution. Là où de l'infiltration préférentielle est supposée, la vitesse d'advection à travers la couche concernée est calculée comme suit :

$$v_e = \frac{K}{n_e} \frac{\Delta h}{L} \quad (11)$$

où K est la conductivité hydraulique saturée du sol ou de la couche géologique [LT^{-1}] et Δh est l'épaisseur de la lame d'eau [L] se développant à la surface du sol lors de fortes pluies (fixée

arbitrairement par l'utilisateur, généralement quelques millimètres) et L est l'épaisseur de la couche concernée.

Dans chaque colonne de la grille, le transport advectif-dispersif d'une impulsion de polluant (type Dirac) est calculé en utilisant la solution analytique de van Genuchten et Wierenga (1976) pour le transport de solutés dans des champs d'écoulement unidimensionnels à saturation variable en régime permanent. Ici, la solution advection-dispersion disponible dans le code CXTFIT (Toride et al. 1995) est utilisée. Cela permet de calculer, dans chaque cellule i du bassin versant, la courbe de percée du polluant dans la nappe phréatique et de déterminer le temps de transfert minimum du polluant t_i entre la surface du sol et la nappe phréatique, la durée de la pollution d_i et le niveau maximum de concentration c_i^{max} à la base de la zone non saturée. En pratique, plutôt que d'utiliser la concentration maximale à la base de la zone non saturée, on utilisera un **degré d'atténuation de la concentration** calculé comme suit :

$$A_i = -\log C_{max}^i / C_{ref}^i \quad (12)$$

Où C_{ref}^i est la concentration calculée à 1 cm de profondeur à partir de la surface du terrain dans la cellule i . Cet « artifice » est nécessaire parce qu'en utilisant une fonction mathématique de type Dirac, la concentration du polluant au niveau de la source n'est mathématiquement pas définie (Dirac = masse unitaire de polluant).

2.2.4 Calcul de la vulnérabilité de l'eau souterraine

Après les deux premières étapes de la procédure, dans chaque cellule i de la grille, différents coefficients de dangerosité de la surface du sol (DD_i , DL_{ij} ...) et d'atténuation du milieu souterrain (t_i , d_i , c_i^{max}) sont disponibles. Si la cellule i est située en amont d'un emplacement sensible j de η_i (c'est-à-dire que l'infiltration est élevée et la capacité d'atténuation de subsurface est faible à l'emplacement j), la combinaison des coefficients de danger à la surface du sol et de capacité d'atténuation doit classer l'emplacement i comme vulnérable, indépendamment de la capacité d'infiltration et d'atténuation déterminée dans la cellule i . On obtient ce résultat en pondérant les trois coefficients d'atténuation par les coefficients de dangerosité, à l'échelle de la voie de pénétration des polluants à la surface du sol η_i , comme suit :

$$\hat{t}_i = DLH_i \times t_i + \sum_{j \in \eta_i} LLH_i^j \times t_j \quad (13)$$

$$\hat{d}_i = DLH_i \times d_i + \sum_{j \in \eta_i} LLH_i^j \times d_j \quad (14)$$

$$\hat{c}_i^{max} = DLH_i \times c_i^{max} + \sum_{j \in \eta_i} LLH_i^j \times c_j^{max} \quad (15)$$

Ainsi, pour chaque point de la zone d'alimentation de la nappe d'eau souterraine, on obtient un temps de transfert pondéré du polluant \hat{t}_i , une durée pondérée \hat{d}_i et une concentration maximale pondérée \hat{c}_i^{max} .

2.2.5 Combinaison éventuelle des trois critères en vue de produire une carte de vulnérabilité finale

Pour visualiser et cartographier les valeurs obtenues pour les trois critères de vulnérabilité (temps de transfert pondéré, durée et concentration maximale), les classes peuvent être définies suivant différentes critères (ex : classes arbitraires, centiles...). Ce choix doit être établi en concertation avec les gestionnaires des eaux souterraines et les décideurs (Dassargues et al. 2009). En considérant chaque critère séparément, trois cartes de vulnérabilité distinctes peuvent ainsi être obtenues. Ces cartes reflètent, de manière claire et compréhensible, les différentes interprétations possibles du concept de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines. Bien entendu, ces trois critères sont liés. Par exemple, des temps de transfert courts correspondent généralement à des concentrations maximales plus élevées qui atteindront la nappe).

Outre ces cartes thématiques, une carte intégrée "unique" de vulnérabilité des eaux souterraines peut être produite, comme c'est le cas avec d'autres méthodes "classiques" de vulnérabilité des eaux souterraines, à l'aide d'une analyse multicritères. Pour ce faire, chaque facteur de vulnérabilité doit être subdivisé un certain nombre de classes. L'indice de vulnérabilité final peut alors être calculé comme suit :

$$V = \alpha \times V_t + \beta \times V_c + \gamma \times V_d \quad (16)$$

avec α , β et γ établis par une aide à la décision multicritère, avec la contrainte :

$$\alpha + \beta + \gamma = 1 \quad (17)$$

La méthode Apsû répond donc déjà en grande partie au cahier de charge formulé pour cette composante du marché. Elle tient compte de la topographie, de la recharge de la nappe, de la profondeur du niveau piézométrique, des propriétés hydrodynamiques des horizons surmontant la nappe. Elle permet en outre d'évaluer le temps de transfert du polluant vers la nappe.

Comme on le verra par la suite, les données cartographiques nécessaires à sa mise en œuvre ne sont pas toutes disponibles en Région de Bruxelles Capitale, notamment les données sur les sols. Certaines adaptations sont donc nécessaires pour adapter la méthode au contexte de la Région de Bruxelles-Capitale.

2.3 Données disponibles en Région de Bruxelles Capitale pour la cartographie de la vulnérabilité

Le Tableau 2 reprend les couches d'informations requises pour appliquer la méthode Apsû originale, ce à quoi ces couches servent dans les calculs et des premiers commentaires en lien avec l'application d'Apsû en région de Bruxelles Capitale.

Tableau 2. Mise en parallèle des données et couches d'information requises pour l'application de la méthode Apsû avec celles effectivement disponibles en région de Bruxelles Capitale

Type de donnée	Application en Wallonie	Application en région de Bruxelles Capitale
Extension de la zone cartographiée	Bassins versants des principaux cours d'eau de Wallonie	Région de Bruxelles Capitale + zone tampon de 500 m autour
Données météorologiques (pluie, évapotranspiration potentielle) éventuellement spatialisées	Calcul de l'eau utile (EU) servant ensuite : <ul style="list-style-type: none"> • au calcul des coefficients d'infiltration et ruissellement • au calcul de l'infiltration (vecteur de mobilité des polluants vers la nappe) 	Données disponibles en région de Bruxelles Capitale (voir détails au § XX)
Modèle numérique de terrain	<ul style="list-style-type: none"> • Maille de base pour le travail de cartographie de la vulnérabilité (en Wallonie : 10 x 10 m pour le calcul des coefficients de dangerosité et 30 x 30 m pour les calculs des coefficients de sensibilité du milieu souterrain. • Calcul des pentes dans le cadre du calcul des coefficients d'infiltration et de ruissellement • Calcul des directions d'écoulement dans le cadre de l'évaluation des coefficients de dangerosité • Altitude du « point de départ » des polluants pour les calculs de transfert vers la nappe. 	<p>Modèle numérique de terrain 10 x 10 m disponible pour la région de Bruxelles Capitale (cf. § yy).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maille de base pour le travail de cartographie de la vulnérabilité. • Le MNT n'intervient pas en tant que donnée d'entrée pour le calcul des coefficients d'infiltration et de ruissellement (qui sont directement repris de WETSPASS) mais il est utilisé pour le calcul des directions d'écoulement pour l'évaluation des termes de dangerosité. • Altitude du « point de départ » des polluants pour les calculs de transfert vers la nappe. <p>Remarque : vu le caractère très urbanisé de la région bruxelloise, le calcul des pentes et des directions d'écoulement sur base du MNT aboutira certainement à des résultats très approximatifs.</p>
Carte des sols	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation de la carte numérique des sols de Wallonie (et de la base de données Ardewerk) pour classer les sols pour le calcul des coefficients d'infiltration et ruissellement dans le cadre de 	<p>Vu le caractère très urbanisé de la région bruxelloise, il n'existe pas de carte des sols la couvrant entièrement (uniquement la forêt de Soignes).</p> <p>Spécificités : les remblais qui sont nombreux en région de Bruxelles</p>

	<p>l'évaluation des coefficients de dangerosité</p> <ul style="list-style-type: none"> • Définition de la première couche décrivant le milieu souterrain 	Capitale et la description des formations du Quaternaire qui devra être affinée.
Carte d'occupation du sol	Utilisation de la carte d'occupation des sols pour le calcul des coefficients d'infiltration et ruissellement dans le cadre de l'évaluation des coefficients de dangerosité	<p>Non disponible pour la totalité du territoire de la RBC.</p> <p>Utilisation des coefficients de WetsPass</p>
Description suivant la verticale de la géologie du sous-sol	Définition des différentes couches géologiques situées entre la couche de sol et la nappe d'eau souterraine à travers lesquelles les polluants migrent verticalement	Le modèle Brustrati3D est disponible pour décrire la géologie du milieu souterrain de la région de Bruxelles Capitale
Profondeur de la nappe phréatique	Définition de la base de la colonne de sous-sol à travers laquelle les polluants migrent.	En combinaison avec le MNT, le Brussels Phreatic System Model (BPSM) permettra d'établir cette couche d'information
Cartographie du réseau hydrographique	Prise en compte des cours d'eau en faisant l'hypothèse sécuritaire qu'ils sont perdants, en définissant donc une dangerosité directe = 1 au sein de chaque maille parcourue par un cours d'eau.	<p>Prise en compte des cours d'eau en faisant l'hypothèse sécuritaire qu'ils sont perdants, en définissant donc une dangerosité directe = 1 au sein de chaque maille parcourue par un cours d'eau.</p> <p>Couche d'information disponible pour la région de Bruxelles Capitale. Principalement la Senne, la Woluwe et le Canal.</p>

Les différentes couches d'informations disponibles en Région de Bruxelles Capitale sont décrites et discutées ci-dessous. A la fin du chapitre, le Tableau 4 fournit la correspondance entre l'ensemble des données sources utilisées et les fichiers raster d'entrée pour l'application ApsûBru.

2.3.1 Données météorologiques

Des données météorologiques sont disponibles via FlowBru, 16 stations mesurant les précipitations, sont réparties à travers la Région de Bruxelles-Capitale. Bruxelles Environnement dispose aussi des données d'évapotranspiration pour la station IRM de Uccle (ETP Penman-Monteith mensuelle, pour 4 types de couverture). Des données météorologiques sont également disponibles pour la station de Liedekerke mais ces données ont rapidement été écartées parce que cette station est beaucoup trop excentrée pour être

représentative de la région de Bruxelles Capitale. Enfin, des données précipitations, d'évapotranspiration et de pluies efficaces (P-ETR) sont disponibles à partir des résultats du modèle WETSPASS (2007) appliqué à l'ensemble de la région flamande et couvrant également la région de Bruxelles Capitale (Batelaan et de Smedt, 2007). A partir de ces résultats, des estimations de la recharge peuvent être déduites sur base des coefficients d'infiltration définis dans WETSPASS. Les données WETSPASS sont des données raster avec une résolution de 50m×50m

Ce sont finalement ces données de WETSPASS qui ont été sélectionnées (Figure 4). Toutefois, l'application WETSPASS se référant à la période 1833-1975, une correction a été apportée pour tenir compte du changement climatique comme dans le Brussels Phreatic System Model v1.0 (Agniel, 2020). Celle-ci a consisté à multiplier les recharges calculées avec WESTPASS par un coefficient égal à 0,84 (baisse de la recharge de l'ordre de 15%) pour tenir compte des précipitations entre 2010 et 2019

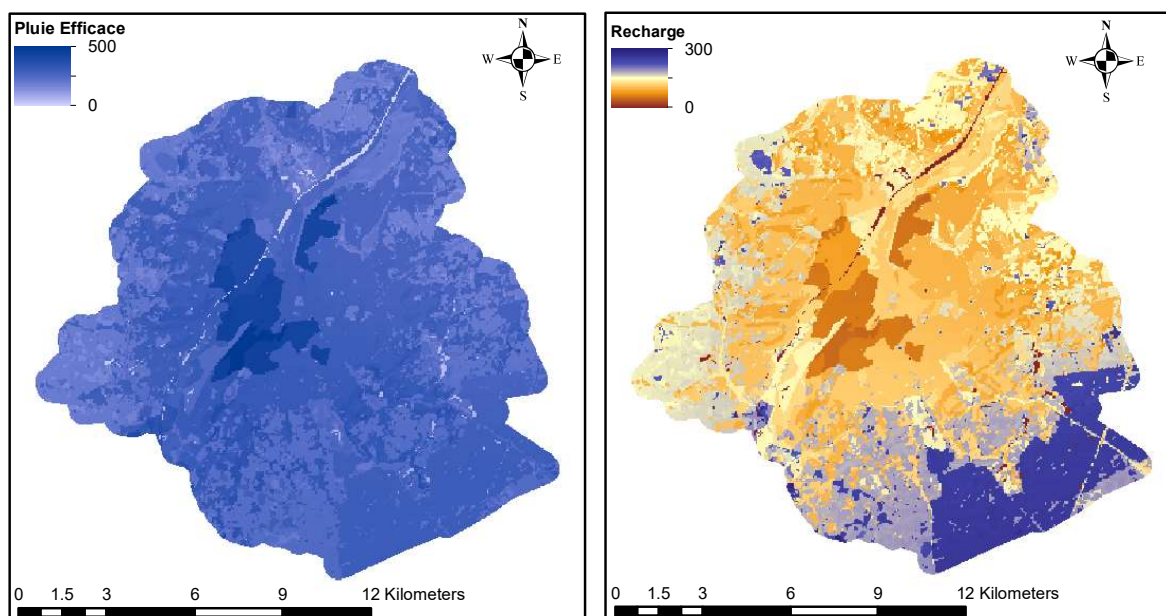


Figure 4. Cartographie de la pluie efficace et de la recharge de la nappe d'eau souterraine sur base des résultats de WETSPASS.

Ces résultats montrent que la recharge est nettement plus élevée dans le sud-est de la région de Bruxelles Capitale, correspondant à la forêt de Soignes. A contrario, des recharges beaucoup plus faibles sont obtenues dans le centre urbain de Bruxelles, du fait du caractère fortement urbanisé et imperméabilisé de la ville.

2.3.2 Modèle numérique de terrain et extension de la zone cartographiée

Le modèle numérique de terrain est celui utilisé pour la construction du modèle géologique BruStrati3D v1.0 pour lequel les données du Lidar de 2012 (les plus récentes) provenant de Urbis ont été agrégées par maille de 10 x 10 m (Figure 5a). Ce MNT servira de base pour la grille de calcul des coefficients de vulnérabilités.

Au niveau de la zone à cartographier, il a été convenu qu'elle correspondrait aux limites administratives de la région de Bruxelles Capitale augmentée d'une zone tampon de 500 m (Figure 5b) comme pour le modèle géologique BruStrati3D et le Brussels Phreatic System Model

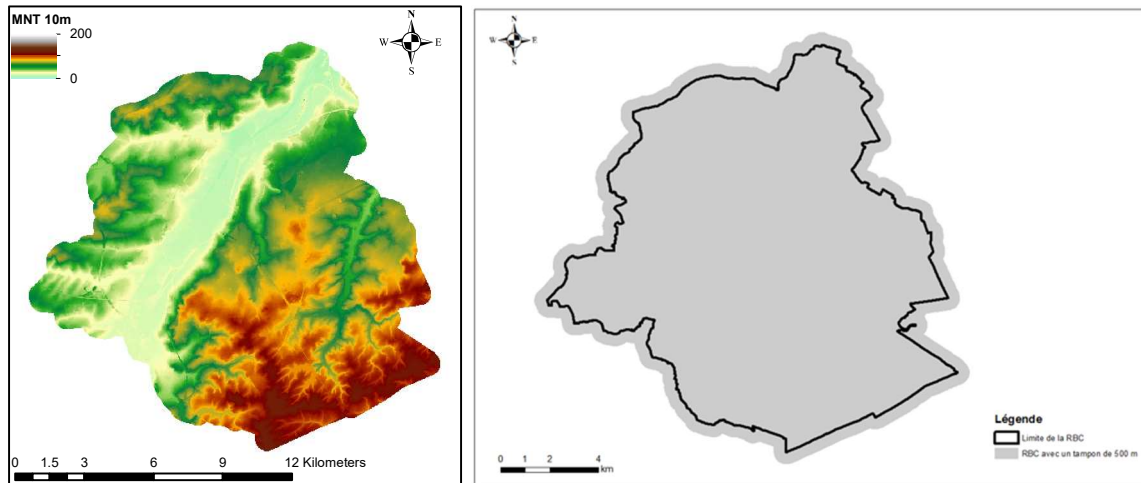


Figure 5. Modèle numérique de terrain (maille de base 10 m) et définition de l'extension de la zone cartographiée (limites administratives de la région + tampon de 500m)

2.3.3 Cartographie des sols et de l'occupation du sol – Calcul des coefficients de dangerosité

Dans l'approche originale Apsû, les informations relatives aux cartes des sols et d'occupation des sols sont utilisées avec la carte des pentes déduite du MNT en vue de calculer, maille par maille, les coefficients d'infiltration et de ruissellement sur base d'un tableau issu des travaux de thèse d'Ebener (2000).

En Région de Bruxelles Capitale, vu le caractère très urbanisé du territoire, il n'existe pas de carte des sols qui le recouvre complètement. Seule la forêt de Soignes est cartographiée (informations disponibles via le portail de la DOV <https://www.dov.vlaanderen.be/page/bodemkaarten>). L'absence de cette information de base sur l'ensemble de la région rend impossible l'application de l'approche prise en compte dans Apsû.

Une alternative existe via les coefficients d'infiltration et de ruissellement calculés avec le modèle WETSPASS. Au lieu de calculer en interne au code Apsû les valeurs des coefficients d'infiltration et de ruissellement, ceux-ci seront relus à partir de grilles reprenant les résultats correspondant de WETSPASS. Il faut toutefois noter que le modèle WETSPASS étant basé sur une grille de maille élémentaire carrée de 50 m de côté. Les valeurs des coefficients d'infiltration et ruissellement seront donc attribuées aux 25 mailles 10 x 10 m correspondant à chaque maille 50 x 50 m de la grille WETSPASS (Figure 6).

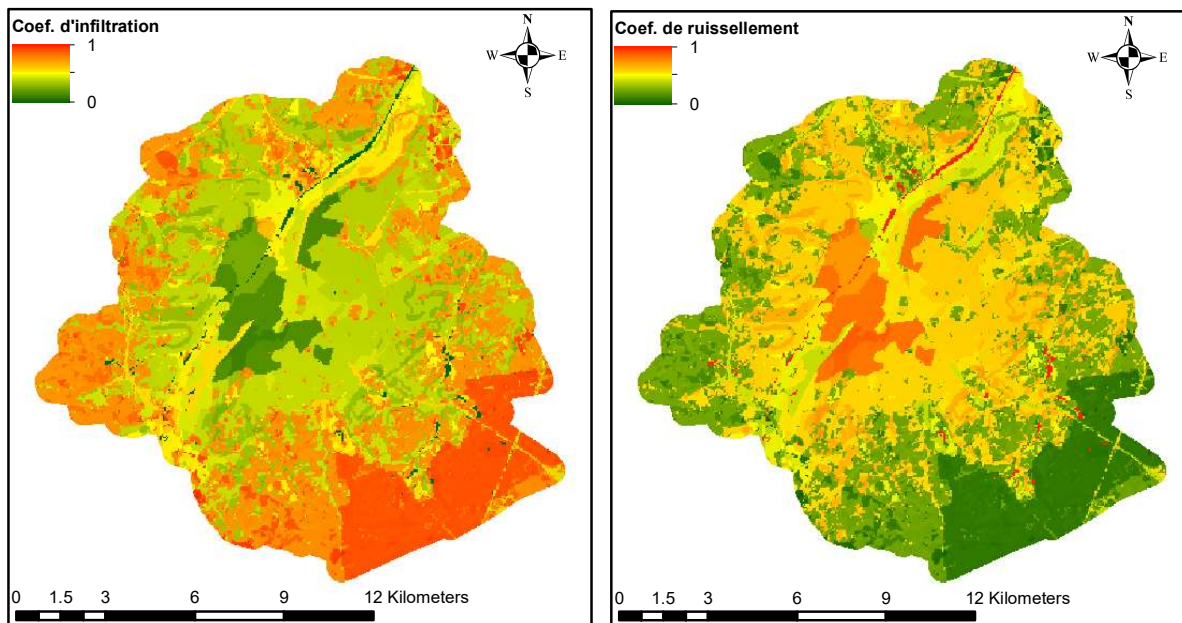


Figure 6. Cartographie des coefficients d'infiltration (gauche) et de ruissellement (droite) obtenus avec le modèle WETSPASS.

Ces résultats reflètent bien l'occupation du sol en région de Bruxelles Capitale, avec des coefficients de ruissellement nettement plus élevés en zone urbanisée et, a contrario, des coefficients d'infiltration plus élevés en zone naturelle (ex : forêt de Soignes).

Les coefficients de dangerosité sont ensuite calculés comme suit. Premièrement, dans chaque cellule de la grille du bassin versant, les coefficients d'infiltration et de ruissellement sont définis à partir du modèle WETSPASS. Deuxièmement, la trajectoire des polluants à la surface du sol η_i correspondant aux cellules situées en aval de la cellule i est déterminée à l'aide d'un algorithme de descente la plus raide basé sur le modèle numérique de terrain de la zone cartographiée. Troisièmement, pour chaque cellule i , les différents coefficients de dangerosité de la surface du sol sont calculés le long de η_i à l'aide des équations (4) à (8) énumérées dans le Tableau 1.

2.3.4 Description de la géologie du sous-sol

L'épaisseur total des terrains situés entre la surface du terrain et le niveau de la nappe phréatique a été obtenue en soustrayant du MNT la donnée piézométrique issue du modèle phréatique bruxellois Brussel Phreatic System Model – BPSM (Figure 7). La piézométrie considérée est celle du premier aquifère rencontré.

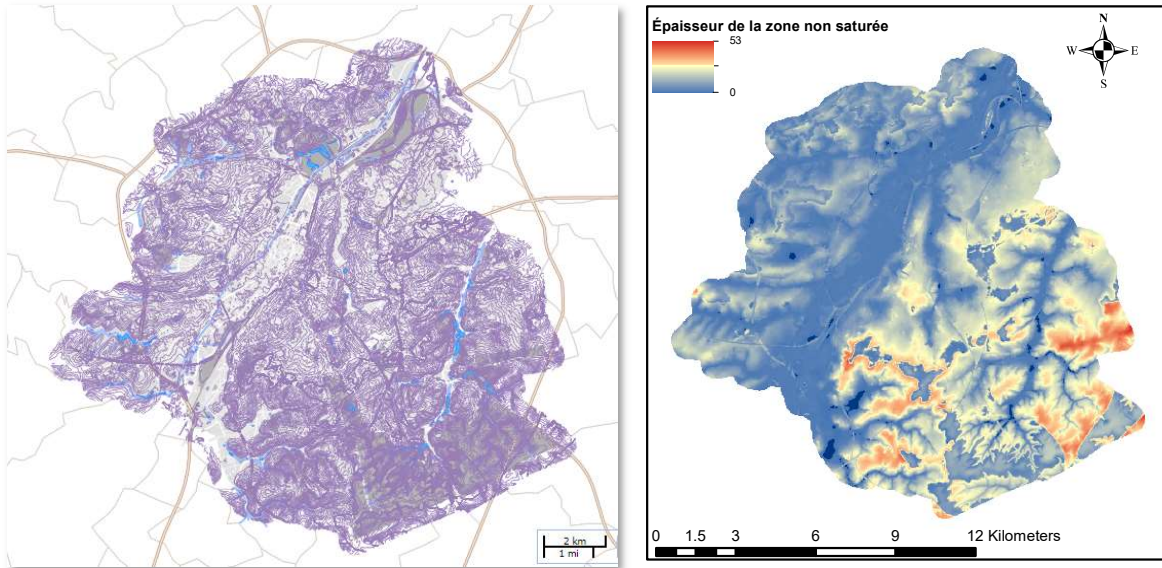


Figure 7. Piézométrie extraite du modèle BPSM (gauche) et épaisseur totale (en m) de la zone non saturée (droite) obtenue en retranchant les cotes piézométriques des altitudes issues du MNT 10 x 10 m.

Pour la description de la géologie du sous-sol, le modèle Brustrati3D offre une base de travail déjà très affinée. Son utilisation dans le cadre du travail de cartographie de la vulnérabilité a toutefois demandé deux adaptations en vue d'une part d'établir une cartographie de l'extension et de l'épaisseur des remblais, d'autre part d'affiner la description géologique des formations constituant les dépôts du Quaternaire qui est indifférencié dans Brustrati3D.

Pour atteindre ces objectifs, plusieurs sources d'information et de données étaient disponibles :

- Le Modèle Brustrati3D (Figure 8a) qui permet de définir l'épaisseur totale correspondant aux remblais et aux dépôts du Quaternaire ;
- Les cartes géotechniques de la région de Bruxelles Capitale (Figure 8b) qui fournissent des informations sur l'extension des remblais mais qui n'offrent pas une couverture complète de la région ;
- Le modèle G3Dv3 de la DOV (Figure 8c) qui fournit des informations sur les dépôts du Quaternaire classés en 4 catégories : argiles alluviales, limons, sables et graviers alluviaux.

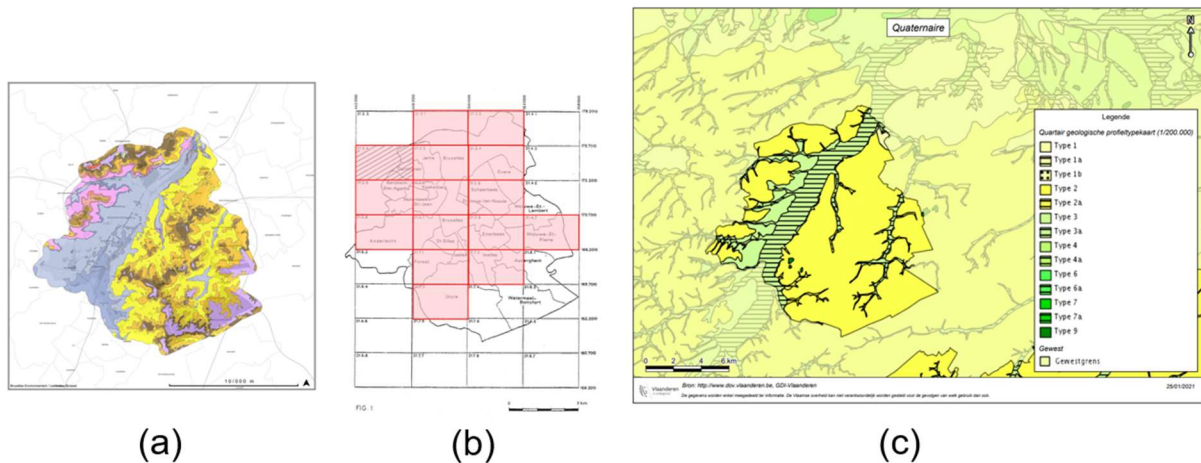


Figure 8. (a) Modèle Brustrati3D, (b) localisation des cartes géotechniques disponibles en région de Bruxelles Capitale, (c) modèle G3Dv3 de la DOV utilisé pour différencier les formations géologiques au sein du Quaternaire.

Les épaisseurs et natures des matériaux composant le Quaternaire (remblais, limon, argiles alluviales, sables et graviers alluviaux) ont été définies en se basant sur les données de la carte géotechnique et du modèle G3Dv3 de la Région flamande (résolution de ce modèle : 100 x 100 m) (Figure 9). L'épaisseur des remblais a été estimée à partir des données des cartes géotechniques avec une extrapolation vers les zones non couvertes par celles-ci. L'épaisseur des autres couches a été définie à partir du modèle G3Dv3. Cependant, dans ce modèle, l'épaisseur des remblais est intégrée au sein des autres couches. En additionnant l'épaisseur du remblai provenant des cartes géotechniques à l'épaisseur du Quaternaire du modèle flamand, l'épaisseur totale du Quaternaire était donc surestimée par endroits. Les épaisseurs des formations du Quaternaire ont été corrigées pour correspondre à l'épaisseur totale du Quaternaire définie au sein de Brustrati3D.

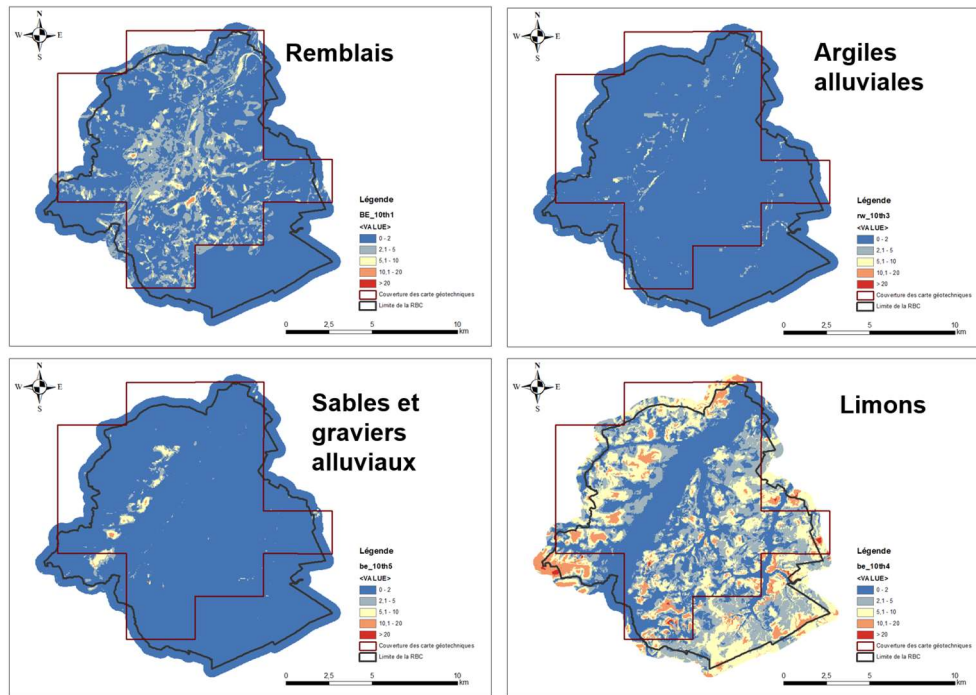


Figure 9. Cartographie des épaisseurs des remblais et des formations du Quaternaire résultant de la combinaison des informations issues du modèle Brustratii3D, des cartes géotechniques et du modèle G3Dv3 de la DOV.

2.3.5 Prise en compte du réseau hydrographique

Le réseau hydrographique pris en compte pour le calcul de la dangerosité provient de la couche *Réseau hydrographique* mise à jour en 2015 et provenant du géoportail réalisée par l'équipe du géodata de Bruxelles Environnement et disponible sur le géoportail de la Région bruxelloise.

La Figure 10 ci-dessous présente les cours d'eau qui ont été pris en considération.

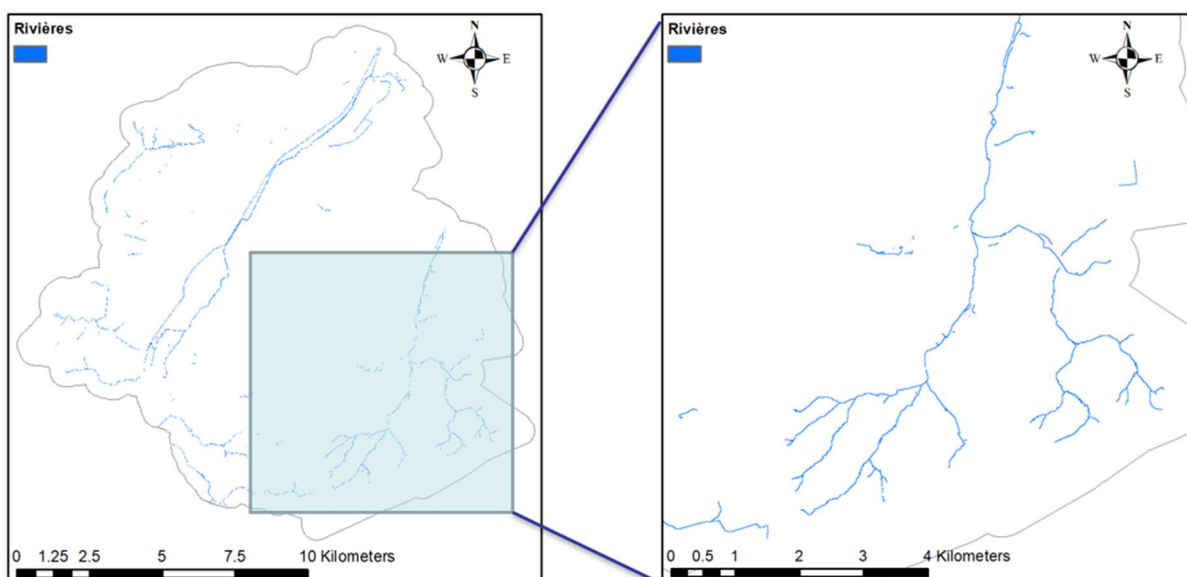


Figure 10. Cartographie du réseau de cours d'eau pris en compte pour le calcul de la dangerosité directe (à droite : zoom sur le sous-bassin de la Woluwe).

2.3.6 Paramétrisation des différents horizons géologiques

Les paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs des formations géologiques sont définis sur base de données issues du modèle BPSM (Agniel, 2020), des données issues du Hydrogeologisch 3D-model (v1.1 - HCOVv1) de la DOV et utilisant les données de Lebbe et al (2004), des données des cartes géotechniques complétées. Pour les dispersivités, une valeur égale au 1/10 de l'épaisseur de terrain traversé (nombre de Peclet = 10) a été considérée par défaut au sein de chaque horizon géologique. Il a été supposé qu'il n'y a pas d'écoulements préférentiels à travers les formations géologiques rencontrées (KREF = 0).

Tableau 3. Description des horizons géologiques considérés dans la discrétisation du milieu souterrain pour l'approche ApsûBru et paramètres hydrodispersifs associés.

ID	UNITE_HYDR	NOM	CONDUC (m/s)	PORO_EFF (-)	PECLET (aL/L)	KPREF (0 ou 1)	HPOND (s.o vu KPREF=0) (m)
1	RBC_11 Remblais	Remblais	1,00E-04	0,2	10	0	0,001
2	101_DOV	Fm Gent	1,00E-04	0,3	10	0	0,001
3	103_DOV	Argiles alluviales	4,73E-05	0,5	10	0	0,001
4	104_DOV	Couverture limoneuse	1,00E-04	0,3	10	0	0,001
5	107_DOV	Limons, sables et graviers alluviaux	1,27E-03	0,2	10	0	0,001
6	RBC_21	Sables de Diest	3,60E-05	0,2	10	0	0,001
7	RBC_22	Sables de Bolderberg	3,60E-05	0,2	10	0	0,001
8	RBC_23	Sables et argiles de Sint-Huilbrechts-Hern	1,56E-05	0,2	10	0	0,001
9	RBC_25	Sables de Maldegem (membre de Onderdale)	1,56E-05	0,2	10	0	0,001
10	RBC_31	Argiles de Maldegem (membre de Ursel et Asse)	1,03E-11	0,5	10	0	0,001
11	RBC_41	Sables de Maldegem (membre de Wemmel)	1,64E-04	0,2	10	0	0,001
12	RBC_42	Sables de Lede	1,64E-04	0,2	10	0	0,001
13	RBC_43	Sables de Bruxelles	1,64E-04	0,2	10	0	0,001
14	RBC_44	Sables de Gent (membre de Vlierzele)	1,64E-04	0,2	10	0	0,001
15	RBC_51	Argiles de Gent (membre de Merelbeke)	3,62E-09	0,5	10	0	0,001
16	RBC_61	Sables et argiles de Tielt	2,36E-06	0,35	10	0	0,001
17	RBC_71	Argiles de Kortrijk (membre d'Aalbeke)	9,98E-09	0,5	10	0	0,001
18	RBC_72	Sables et argiles de Kortrijk (membre de Moen)	5,68E-06	0,35	10	0	0,001
19	RBC_73	Argiles de Kortrijk (membre de Saint Maur)	9,98E-09	0,5	10	0	0,001

2.3.7 Adaptations de la méthode Apsû au contexte de la Région de Bruxelles Capitale : la variante ApsûBRU

Comme expliqué précédemment, des adaptations ont dû être réalisées dans la méthode Apsû pour son application en région de Bruxelles Capitale. La Figure 11 ci-dessous présente un organigramme du fonctionnement de la méthode dans ce contexte. Le Tableau 4 fournit la correspondance entre l'ensemble des données sources utilisées et les fichiers raster d'entrée pour l'application ApsûBru.

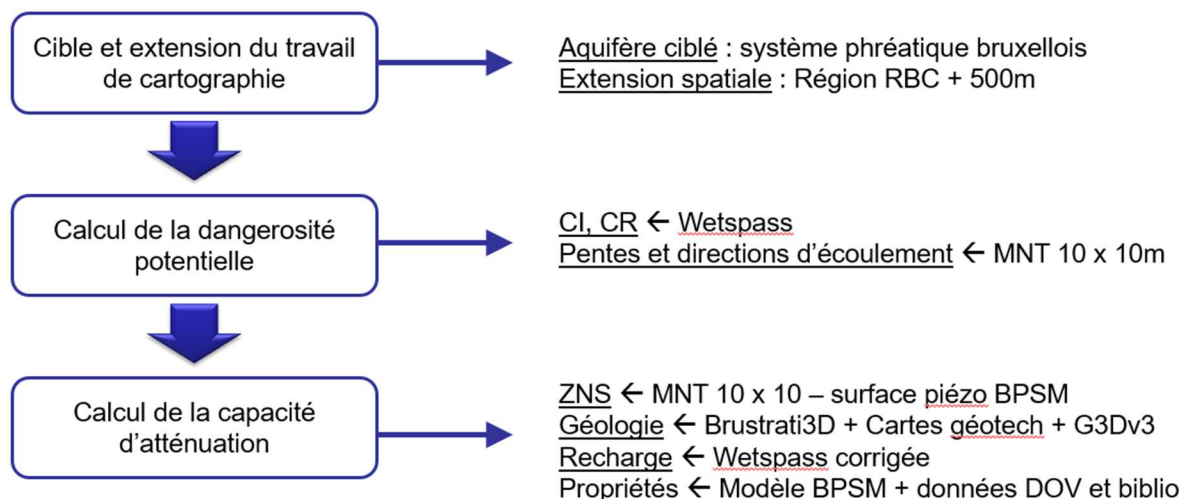


Figure 11. Organigramme général relatif à la mise en oeuvre de l'approche ApsûBRU.

Tableau 4. Correspondance entre les données sources disponibles en Région de Bruxelles Capitale et les couches d'information utilisées pour l'application ApsûBru.

Données	Raster
Limite de la RBC + zone tampon de 500 m comme dans Brustrati3D	Bxl.bas.txt
Raster des coefficients d'infiltration issu des données WetSpass (1833-1975). Ces données sont multipliées par un facteur correctif (0.84) pour tenir compte de l'évolution de l'eau utile à Uccle entre 2010 et 2019 Données initiales : 50mX50m	Bxl.coi.txt
Raster des coefficients de ruissellement issu des données WetSpass (1833-1975). Ces données sont multipliées par un facteur correctif (0.84) pour tenir compte de l'évolution de l'eau utile à Uccle entre 2010 et 2019 Données initiales : 50mX50m	Bxl.cor.txt
Raster des directions d'écoulement dérivé du MNT	Bxl.fld.txt
MNT	Bxl.grd.txt
<i>Raster de l'occupation des sols Donnée pas utilisée en RBC, raster pas complété</i>	<i>Bxl.lco.txt¹</i>
Raster des identifiants des horizons lithologiques rencontrés jusqu'à la zone saturée (19). Données issues de Brustrati3D (10mx10m), des cartes géotechniques et du flamand G3Dv3 (100mx100m)	Bxl.li<n>.txt ²

¹ Ce raster, bien que listé n'est pas utilisé en RBC, car les coefficients d'infiltration et de ruissellement sont fournis directement et n'ont donc pas à être calculés.

² <n> correspond à la colonne « ID » du Tableau 3

<p>Raster de l'eau utile issu des données WetSpass (1833-1975). Ces données sont multipliées par un facteur correctif (0.84) pour tenir compte de l'évolution de l'eau utile à Uccle entre 2010 et 2019</p> <p>Données initiales : 50mX50m</p>	Bxl.pre.txt
<p>Raster du réseau de rivières pris en compte dans l'application ApsûBru</p>	Bxl.riv.txt
<p><i>Raster de classes de pentes (en %)</i></p> <p><i>Donnée pas utilisée en RBC, raster pas complété</i></p>	<i>Bxl.slo.txt¹</i>
<p><i>Raster des types de sols</i></p> <p><i>Donnée pas utilisée en RBC, raster pas complété</i></p>	<i>Bxl.sot.txt¹</i>
<p>Raster des épaisseurs des horizons lithologiques rencontrés jusqu'à la zone saturée. Données issues de Brustrati3D (10mx10m), des cartes géotechniques et du flamand G3Dv3 (100mx100m)</p>	Bxl.th<n>.txt ²

3 Résultats de l'application de la méthode APSûBRU en Région de Bruxelles Capitale

3.1. Cartographies intermédiaires produites par l'application de la méthode ApsûBRU

Lors de l'exécution du code ApsûBru, une série de cartes intermédiaires sont générées. Elles sont présentées à la suite.

3.1.1 Cartes des pentes et directions d'écoulements

La Figure 12 présente la carte des pentes (a) et la carte des directions d'écoulement (b). Etant dérivées du modèle numérique de terrain, ces cartes reflètent la topographie du terrain naturel en région Bruxelles Capitale. Dans le cadre de l'évaluation de la vulnérabilité, elles interviennent dans le calcul des coefficients de dangerosité latérale et, in fine, dans la production des cartes de temps de transfert pondérés, de durées pondérées et de concentrations maximales pondérées.

Vu le caractère fortement urbanisé de la région, ces deux cartes sont à prendre avec précaution, en particulier celle des directions d'écoulement qui ne tient absolument pas compte des obstacles multiples rencontrés par l'eau au cours de son ruissellement. Sur cette base, la prise en considération de la dangerosité latérale dans la cartographie finale pose question.

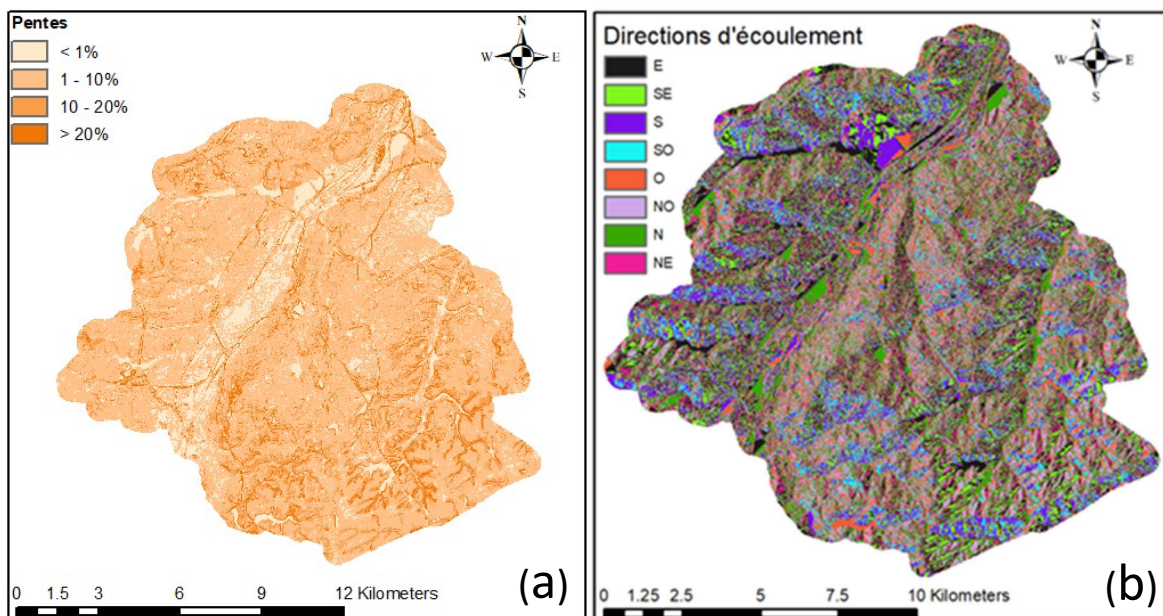


Figure 12. Cartographie des pentes (a) et des directions d'écoulements (b) telles qu'obtenues à partir du MNT 10 x 10 m.

3.1.2 Dangerosité directe, latérale et cumulée

La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les cartes de dangerosité directe (a), latérale (b) et latérale cumulée (c) résultant de l'application de la méthode ApsûBRU.

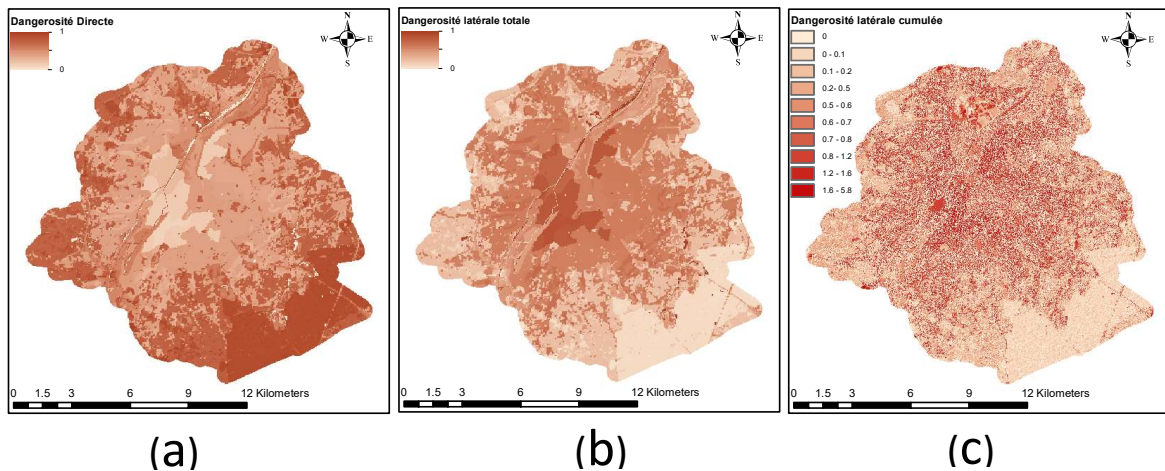


Figure 13. Cartographie des dangers directes (a), latérales (b) et latérales cumulées (c) obtenues avec la méthode ApsûBRU.

Les cartes de dangerosité directe (a) et latérale (b) reflètent respectivement les conditions d'infiltration et ruissellement. La dangerosité latérale cumulée (c) calculée au droit d'une maille j reflète la dangerosité de cet emplacement j à toute pollution qui pourrait apparaître en amont dans son bassin de drainage. Elle donne donc une indication sur des zones qui pourraient particulièrement être impactées par des pollutions ruisselant à la surface du sol. Les dangers directs les plus élevés correspondent aux zones où les conditions d'infiltration sont les plus favorables selon les résultats du modèle WETSPASS. Les dangers directs les plus faibles correspondent à la partie la plus urbanisée et imperméabilisée au centre de l'agglomération bruxelloise.

3.1.3 Cartes de temps de transfert, durée et niveau maximal de concentration

La Figure 14 présente les cartes de temps de transfert, de durée de pollution et de degré d'atténuation de la concentration obtenues avec la méthode ApsûBRU. Elles reflètent chacune à sa manière la sensibilité de l'eau souterraine à une pollution qui se produirait au droit de chaque maille de la carte. Comme expliqué au chapitre 2.1.3, l'eau souterraine est d'autant plus sensible que le temps de transfert est court, la durée de pollution est longue et le degré d'atténuation des concentrations est faible. Les couleurs indiquées reflètent le degré de sensibilité (vert = peu sensible, rouge = très sensible).

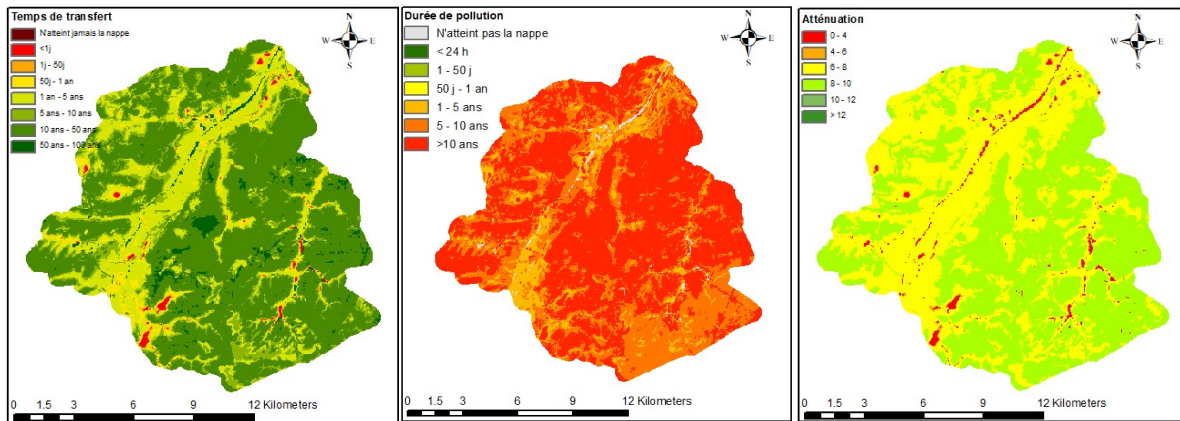


Figure 14. Cartographie des trois critères résultant de la mise en œuvre de la méthode ApsûBRU en région de Bruxelles Capitale.

Comme attendu, ces cartes montrent que les 3 critères sont fortement corrélés. Aux temps de transfert les plus courts correspondent les durées les plus courtes et les concentrations maximales les plus élevées (et inversement). Ceci est logique étant donné que quand le polluant circule rapidement à travers la zone non saturée, il se disperse moins et les concentrations maximales résultantes sont plus élevées.

Des cartes équivalentes peuvent être produites pour les temps de transfert, durées et maximum de concentration pondérés par les coefficients de dangerosité (cf. équations 12 à 14).

La Figure 15. Comparaison de la carte de temps de transfert et des temps de transfert pondérés. présente une comparaison de la carte des temps de transfert et des temps de transfert pondérés. A l'échelle de la région, aucune différence notable n'est visible (il en est de même pour les cartes de durées et de maximum de concentration pondérées). Ceci n'a rien d'étonnant, l'effet de la dangerosité latérale ne se marquant que sur des faibles distances. Ce concept a en fait d'abord été pris en considération pour tenir compte du risque d'infiltration après ruissellement de polluants au droit de phénomènes karstiques en vue d'accentuer dans une certaine mesure la vulnérabilité au voisinage de tels phénomènes particuliers. L'effet de la dangerosité latérale s'estompe assez rapidement, et ce d'autant plus vite que les sols sont infiltrants.

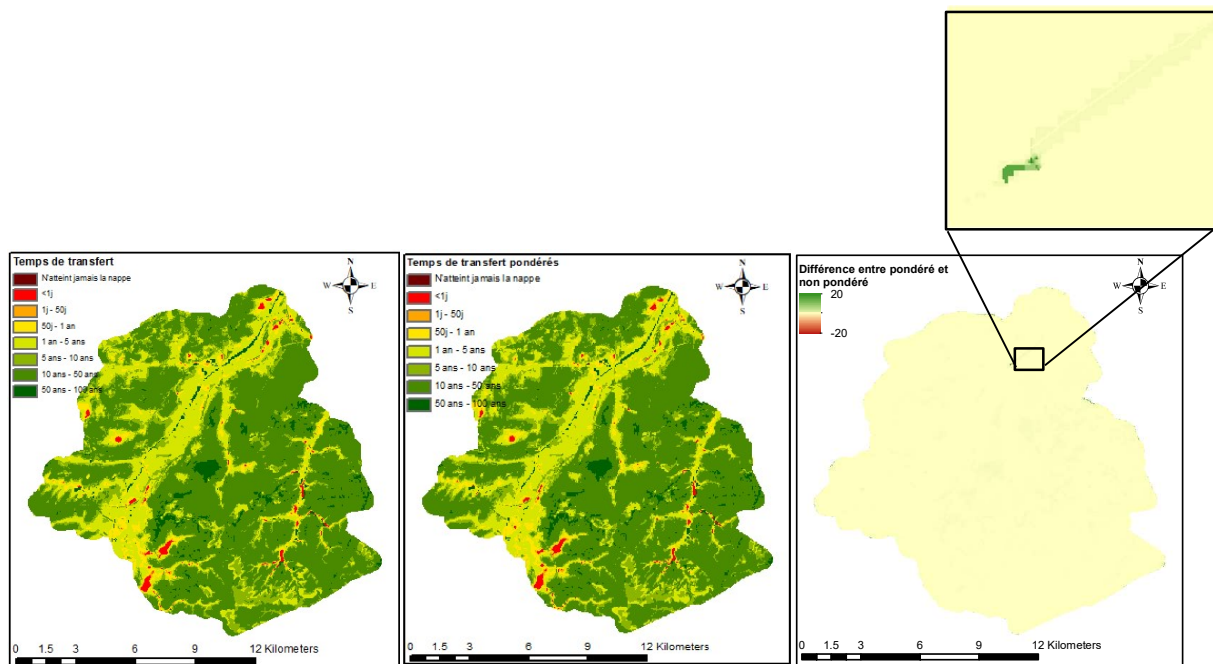


Figure 15. Comparaison de la carte de temps de transfert et des temps de transfert pondérés.

3.2. La carte de vulnérabilité intrinsèque du système phréatique en Région de Bruxelles Capitale

En théorie, la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines avec la méthode ApsûBRU aboutit à 3 cartes thématiques : celle des temps de transfert pondérés, celle des durées de pollution pondérées et celles des concentrations maximales pondérées.

Comme dans les approches de vulnérabilité classique, ces 3 critères pourraient être combinés sur base des équations (15) et (16) en vue de produire une carte de vulnérabilité « multicritères ». Ce faisant, l'approche perdrait tout l'intérêt de l'utilisation de critères physiques décrivant un scénario de pollution et des processus physiques qui gouvernent le transport des polluants dans le bassin versant et son sous-sol. De plus, les 3 critères étant fort corrélés, leur combinaison pourrait avoir des effets un peu hasardeux au niveau de la carte résultante (notamment un effet de lissage par combinaison d'un critère élevé et d'un critère faible au même emplacement géographique).

Des trois critères cartographiés, le temps de transfert minimum est certainement celui qui est le plus parlant quant au risque de contamination de l'eau souterraine. En effet, plus le temps de transfert est court, plus les concentrations en polluant sont susceptibles d'être élevées (comme le reflète d'ailleurs la carte des maximums de concentrations). Et dans l'absolu, plus le temps de transfert est court, moins les substances dégradables sont susceptibles de l'être avant d'atteindre la nappe. Sur base de cette analyse, il est proposé d'établir la carte de vulnérabilité finale sur base de la carte des temps de transferts, en classant ceux-ci en différentes classes de temps de transfert auxquelles sont associées des degrés incrémentiels de vulnérabilité.

L'autre question qui se pose est de choisir entre les temps de transfert ou les temps de transfert pondérés. Tenant compte du fait que les calculs des coefficients de dangerosité latérale sont fortement tributaires des calculs de pentes et de directions d'écoulement, eux-mêmes basés sur le MNT qui ne reflète pas vraiment les effets de topographie locale tels que rencontrés en milieu urbain et que l'effet de cette dangerosité latérale reste très local, il est proposé de ne pas prendre en considération la dangerosité latérale pour la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque. Les cartes de dangerosité produites sont toutefois disponibles pour une utilisation plus locale, au cas par cas, après avoir confronté leurs résultats avec la réalité du terrain.

La Figure 16 présente donc la proposition de carte de vulnérabilité intrinsèque du système phréatique bruxellois sur base de la classification des temps de transfert décrite dans le Tableau 5.

Tableau 5. Classes et degré de vulnérabilité définies sur base de gammes de temps de transfert pour la cartographie du système phréatique de la région de Bruxelles Capitale.

Gammes de temps de transfert	< 1 jour	1 jour – 50 jours	50 jours – 1 an	1 an – 5 ans	5 ans – 10 ans	> 10 ans
Classe de vulnérabilité	I	II	III	IV	V	VI
Degré de vulnérabilité	Extrêmement élevé	Très élevé	Elevé	Modéré	Faible	Très faible

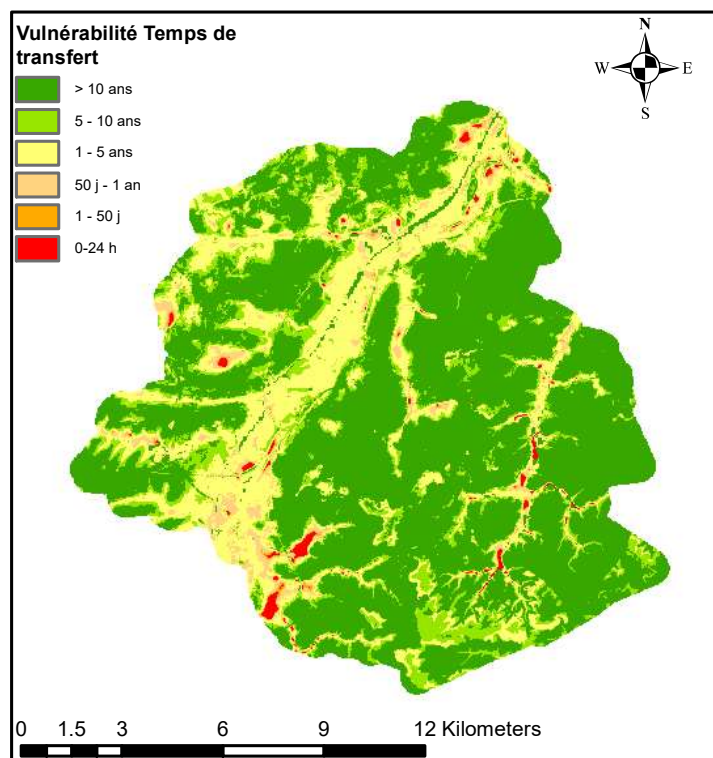


Figure 16. Proposition pour la carte de vulnérabilité intrinsèque du système phréatique bruxellois.

4 Tests de cartographie de la vulnérabilité spécifique pour quelques polluants pertinents en Région de Bruxelles Capitale

Le cahier spécial des charges de l'étude ne prévoyait pas de développements relatifs au travail de cartographie de la vulnérabilité spécifique du système phréatique bruxellois. Il a cependant été convenu d'illustrer ce qui pourrait être fait en la matière, en se basant sur l'outil APSUGIS développé pour la Région wallonne qui permet déjà la production de ce type de résultats.

A la suite, les principes de base de la cartographie de la vulnérabilité spécifique à certains polluants tels que conçus dans la méthode Apsû sont décrits. Ensuite, les polluants qui ont été sélectionnés par le comité de suivi du projet sont décrits en termes de propriétés spécifiques avant de présenter et discuter les cartes de vulnérabilité spécifiques correspondantes obtenues pour le système phréatique bruxellois.

4.1 Principes de cartographie de la vulnérabilité spécifique dans Apsû

Remarque préalable : le texte qui suit est principalement basé sur le descriptif de l'approche vulnérabilité spécifique tel que présenté dans Dollé et al. (2017).

Dans le cadre de la convention APSUGIS1 développé pour la Région wallonne, la méthodologie Apsû a été adaptée pour pouvoir tenir compte de la vulnérabilité spécifique. Pour évaluer la capacité d'atténuation du milieu, les processus spécifiques affectant le comportement de certains polluants seront pris en compte. Il s'agit notamment des processus spécifiques de sorption – désorption et de (bio-) dégradation.

L'équation d'advection-dispersion qui est utilisée pour décrire la propagation verticale (unidimensionnelle) d'un polluant dissous dans le cadre du calcul de la vulnérabilité intrinsèque est donc complétée pour tenir compte de termes mathématiques reflétant l'adsorption et la dégradation (de premier ordre). L'équation de transport des polluants dissous qui en résulte est la suivante (en régime permanent d'écoulement) :

$$R \frac{\partial (C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - v_e \frac{\partial C}{\partial z} - \mu C \quad (18)$$

Avec :

- z , la coordonnée verticale [L]
- t , le temps [T]
- v_e , la vitesse effective [LT⁻¹]
- C , la concentration du polluant dans la phase liquide [ML⁻³]
- D , la dispersion hydrodynamique [L²T⁻¹], produit de la vitesse effective de transport et du coefficient de dispersivité longitudinale αL (L)
- μ , la constante de dégradation de premier ordre [T⁻¹]

- R , le coefficient de retard donné par la formule :

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{n_e} \quad (19)$$

Avec :

- n_e , la porosité effective de transport [L-3L-3]
- ρ_b , la densité apparente du milieu poreux [ML-3]
- K_d , le coefficient de partition entre la phase liquide et la phase solide

L'adsorption du soluté (S) sur la phase solide est donnée par l'équation suivante (en considérant une isotherme d'adsorption linéaire) :

$$S = K_d C \quad (20)$$

Sur base de ces équations, il faut noter que le calcul de la vulnérabilité intrinsèque revient à utiliser un coefficient de partition $K_d = 0$ (coefficient de retard $R = 1$) et une constante de dégradation $\mu = 0$.

L'évaluation de la vulnérabilité spécifique peut toujours être évaluée en se basant sur les 3 critères de base utilisés pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque, à savoir le temps minimum de transfert vers la nappe, la durée de la pollution ou la concentration maximale en polluant dans l'eau qui atteint la nappe. Toutefois, puisqu'on considère cette fois des processus non conservatifs (en particulier la possibilité d'un (bio-)dégradation des polluants), il est également possible de considérer comme critère de vulnérabilité la quantité relative de polluant qui atteint la nappe (Equation 1). Si le polluant considéré se dégrade de manière importante, la quantité qui atteint la nappe est faible et la vulnérabilité spécifique de la nappe vis-à-vis de ce polluant est faible également (et inversement).

4.2 Tests réalisés en Région de Bruxelles Capitale

En réunion du Comité d'Accompagnement, il a été décidé de réaliser des premiers tests de cartographie de la vulnérabilité spécifique vis-à-vis de 4 polluants : le diuron, le glyphosate, le 2,6-Dichlorobenzamide (BAM) et le toluène. Les 2 premiers sont des herbicides, le 3^{ème} est un produit de dégradation du fluopicolide et du dichlobenil, un autre herbicide et le 4^{ème} est un polluant industriel.

Le calcul des propriétés spécifiques des polluants (coefficient de retard R et constante de dégradation μ) sont obtenues en appliquant les formules ci-dessous. Pour ces calculs, les valeurs de θ , ρ_b et f_{oc} proviennent du GRER Annexe C1-V03³.

- la fraction de carbone organique du sol $f_{oc} = 0.0165$
- La masse volumique apparente $\rho_b = 1.45$

³ <https://sol.environnement.wallonie.be/home/sols/sols-pollues/code-wallon-de-bonnes-pratiques--cwbp-/etude-de-risque.html>

- La fraction de porosité occupée par l'eau $f = 0.5$,
- la teneur en eau volumique $\theta = f \cdot \left(1 - \frac{\rho_b}{2.6}\right)$

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

$$\mu = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d$$

Le Tableau 6 résume les propriétés spécifiques (constante de dégradation de premier ordre μ et coefficient de partition avec la matière organique du sol K_{oc}) des molécules sélectionnées.

Les valeurs de K_{oc} et $t_{1/2}$ sont les moyennes des valeurs venant des fiches substances pertinentes. Pour le BAM, la valeur de K_{oc} a été calculée sur base du K_{ow} et de la formule proposée dans GRER_Annexe-C-3.1-V03 pour les composés agricoles en Région wallonne. La valeur de f_{oc} a été calculée sur base de la moyenne des valeurs de matière organique fournies par W. Van Aken et sur base de la formule la formule proposée dans GRER_Annexe-C-1-V03

Les valeurs reprises dans ce tableau nous indiquent que le diuron, le BAM et le toluène présentent des constantes de dégradation de même ordre de grandeur ($\sim 5 \times 10^{-9} \text{ s}^{-1}$) tandis que le glyphosate se dégrade 10 fois plus rapidement que ces 3 premières molécules. Les coefficients de retard sont assez variables, d'une valeur relativement faible pour le BAM à une valeur très élevée pour le glyphosate.

Tableau 6. Constantes de dégradation et de retard obtenues pour les différents polluants testés.

Molécule	$t_{1/2}$ (jours)	μ (s^{-1})	K_{oc} (L/kg)	R
BAM	137.7	5.83×10^{-8}	7.66	1.83
Diuron	146	5.49×10^{-8}	680	75
Glyphosate	15	5.35×10^{-7}	1424	155
Toluène	164	4.89×10^{-8}	135	15.6

Les cartes de vulnérabilité spécifiques obtenues sont reprises dans le Tableau 7 ci-dessous pour chaque polluant testé pour les critères de temps de transfert minimum, durée, atténuation des concentrations et de masse relative de polluant atteignant la nappe. A titre de comparaison, les cartes de vulnérabilité intrinsèque équivalentes pour les 4 critères sont également reprises.

Tableau 7. Comparaison des résultats de cartographie de la vulnérabilité spécifique pour différents polluants et suivants les différents critères envisageables pour la cartographie.

	Temps de transfert	Durée	Atténuation A	Quantité relative de polluant qui atteint la nappe
Vulnérabilité intrinsèque (ni sorption, ni dégradation)				
BAM				
Diuron				
Glyphosate				
Toluène				

A partir de ces tests, on peut dégager les conclusions suivantes :

- L'approche vulnérabilité spécifique est concluante puisqu'elle nous permet bien d'obtenir des résultats contrastés pour des substances polluantes caractérisées par des propriétés spécifiques contrastées. Globalement, tous les critères vont dans le sens d'une diminution de

la vulnérabilité des eaux souterraines pour des molécules qui ont plus tendance à s'adsorber et/ou se dégrader.

- Au vu des tests réalisés ici pour la cartographie de la vulnérabilité spécifique, les critères sont différemment sensibles aux propriétés spécifiques des polluants. Ainsi, le critère « temps de transfert minimum » fournit des résultats plus contrastés en fonction du coefficient de retard que le critère « quantité relative de polluant qui atteint la nappe » qui est lui plutôt influencé par la dégradation linéaire. Pour la carte de vulnérabilité spécifique « temps de transfert minimum » la vulnérabilité des eaux souterraines est croissante dans l'ordre BAM → Toluène → Diuron ≈ Glyphosate, le BAM produisant une carte assez proche de son équivalent en vulnérabilité intrinsèque. Pour le critère « quantité relative de polluant qui atteint la nappe », les trois polluants BAM, Diuron et Toluène présentent des cartes de vulnérabilité spécifique très semblables. Suivant ce critère, l'eau souterraine est nettement moins vulnérable par rapport au glyphosate. Ceci s'explique par le fait que, sur base du modèle advection – dispersion avec adsorption et dégradation linéaire (équation 17) utilisé ici, l'estimation de la quantité relative de polluant qui atteint la nappe résultant du calcul de transport est indépendante du coefficient de retard.
- La carte de vulnérabilité spécifique basée sur la durée de pollution apporte peu de choses par rapport aux deux premiers critères discutés.
- La carte de vulnérabilité spécifique basée sur les coefficients d'atténuation des concentrations montre des résultats comparables à celle des temps de transfert minimum.

En définitive, il semble intéressant de regarder les résultats obtenus en termes de vulnérabilité spécifique tant sous l'angle des temps de transfert minimum (influence des processus de retard) que des quantités relatives de polluants atteignant la nappe (influence des processus de dégradation).

4. Conclusions et perspectives

Au terme des travaux décrits dans ce rapport, une première cartographie de la vulnérabilité intrinsèque du système phréatique bruxellois a été produite. Celle-ci permet déjà de cartographier le territoire de la Région de Bruxelles Capitale sous forme de différentes classes de vulnérabilité basées sur des temps de transfert de polluants entre la surface du sol et la surface piézométrique, en considérant des conditions naturelles de recharge moyennisées sur le cycle hydrologique.

L'approche ApsûBru consiste en une variante de la méthode Apsû telle qu'appliquée en Région wallonne, tenant principalement compte de la spécificité des données disponibles en Région de Bruxelles Capitale, tels que le modèle géologique BruStrati3D, les résultats de l'application du code WETSPASS pour le calcul des coefficients d'infiltration et ruissellement, les résultats du modèle BPSM pour établir la surface piézométrique etc.

Le contexte de la Région de Bruxelles Capitale diffère cependant assez fortement du contexte généralement rencontré en Wallonie, avec en particulier une urbanisation globalement beaucoup plus élevée à Bruxelles par comparaison avec un contexte globalement plus rural en Wallonie (à l'exception bien sûr des quelques zones plus urbanisées qu'on y rencontre également, notamment dans le bassin industriel wallon). Cette différence a induit certaines réflexions sur la manière de mieux considérer certaines spécificités des milieux urbains dans la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines qu'on y rencontre.

Premièrement, quel est le sens à donner au concept de dangerosité latérale et en particulier l'utilisation d'un modèle numérique de terrain dans son évaluation sachant que le bâti et les infrastructures urbaines conditionnent fortement le ruissellement à la surface des sols urbains. Dans un premier temps, il a été considéré comme préférable de ne pas considérer la dangerosité latérale dans le calcul de la carte de vulnérabilité finale (la dangerosité directe étant elle bien prise en compte pour tenir compte des conditions d'infiltration locales qui ont été estimées sur base des résultats de WETSPASS). Sur ce point, il serait peut-être intéressant d'investiguer la possibilité de tenir compte du MNT extrudé par les bâtiments qui a été créé dans le cadre des simulations pour les zones inondables par ruissellement et qui permet de calculer les écoulements de surface le long des voiries.

Deuxièmement, l'urbanisation de la Région de Bruxelles Capitale ne se marque pas seulement à la surface du sol mais également au sein du milieu souterrain, par la présence des égouts, des cours d'eau en pertuis, des tunnels routiers et ferroviaires, du métro, des bassins d'orages, des parkings souterrains. Il serait intéressant de déterminer dans quelle mesure toutes ces infrastructures souterraines sont susceptibles de modifier de manière substantielle les conditions d'infiltration et de recharge de la nappe phréatique. Certaines pourraient peut-être correspondre à des zones non-infiltrantes parce que les eaux infiltrées au droit de ces infrastructures pourraient être drainées d'une manière ou d'une autre, auquel cas elles n'atteindraient vraisemblablement pas la nappe. D'autres infrastructures, en particulier celles qui véhiculent des eaux de différentes qualités (réseau de distribution d'eau potable, réseau

d'égouttage) pourraient contribuer à une recharge accrue, voire accélérée, le long de secteurs où les canalisations sont vétustes et défectueuses.

Troisièmement, les quelques tests réalisés en matière de cartographie de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines ont montré que la nature et les propriétés des polluants envisagés conduisent à des résultats très contrastés, certaines molécules pouvant être efficacement éliminées naturellement par dégradation alors que d'autres peuvent être très mobiles et persistantes. Développer l'outil ApsûBru pour cette cartographie de la vulnérabilité spécifique a donc tout son sens quand il s'agira d'évaluer quels polluants sont vraiment problématiques dans le contexte bruxellois. Ça demandera aussi de réfléchir à la manière de mieux représenter les sols dans la discrétisation du milieu souterrain (actuellement basée sur BruStrati3D) vu que ceux-ci constituent une zone particulièrement réactive en matière de rétention (adsorption) et d'élimination (biodegradation) de certains polluants.

Enfin (quatrièmement), il sera nécessaire de mener une réflexion et des développements concernant la manière la plus adéquate de considérer les dispositifs d'infiltration des eaux de pluie mis en place en Région de Bruxelles Capitale. En effet, le fait de promouvoir l'infiltration des eaux peut localement modifier les conditions d'écoulement et de recharge des eaux souterraines, avec en général une augmentation du taux d'infiltration induisant une réduction du temps de transfert des polluants vers la nappe.

5. Bibliographie

- Agniel M (2020) Brussels Phreatic System Model (BPSM), Modélisation hydrogéologique en éléments finis du système phréatique bruxellois, Bruxelles Environnement, 148p
- Batelaan O, De Smedt F (2007) GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. *J Hydro* 337: 337-355
- Brouyère S, Jeannin PY, Dassargues A, Goldscheider N, Popescu IC, Sauter M, Vadillo I, Zwahlen F (2001) Evaluation and validation of vulnerability concepts using a physically based approach. In Mudry J, Zwahlen F (eds) Proc. of the 7th Conf. on Limestone Hydrology and Fissured Media. Mémoire no. 13, Sciences et Techniques de l'Environnement, Université de Franche-Comté, Besançon, France, pp 67–72.
- Brouyère S, Hérivaux C, Haberman M, Dassargues A, Dujardin J, Batelaan O, Canters, F, Crévecoeur S, Debacker V, Thomé J-P, Manshoven S (2007) Methodology for integration of process studies and development of a decision support tool. BELSPO FRACWECO Project Deliverable D1.2, 31 pp. <http://hdl.handle.net/2268/188806>.
- Dassargues A, Popescu IC (2003) From data collection to map validation: analytical and numerical modelling. In: Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. COST620 final report, EUR 20912 (Ed: Zwahlen F) pp 136–141. <http://hdl.handle.net/2268/3230>.
- Dassargues A, Popescu IC, Beaujean J, Lemieux, JM, Brouyère S (2009) Reframing groundwater vulnerability assessment for a better understanding between decision makers and hydrogeologists. In: The role of hydrology in water resources management (Proc. of IAHS - IHP2008) Eds. H.J. Liebscher, R. Clarke, J. Rodda, G. Schultz, A. Schumann, L. Ubertini and G. Young, Capri, 13–16 October 2008, IAHS Press Publ. no. 327, pp 278–284.
- Dollé F, Lefebure K, Thomas C, Brouyère S (2017) Développement d'un module SIG de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines et de risques et application aux principales masses d'eau souterraine de Wallonie. Délivrable D2 (provisoire) : Développement de l'interface SIG et des modules et outils qu'elle comporte. <https://hdl.handle.net/2268/240080>.
- Ebener S., (2000). Utilisation d'un SIG en mode raster pour la spatialisation du bilan hydrique à l'échelle mensuelle : application au bassin versant de l'Allondon (France, Suisse).
- Lebbe, L. en Vandenbohede, A., (2004), Ontwikkeling van een lokaal axi-symmetrisch model op basis van de HCOV kartering ter ondersteuning van de adviesverlening voor grondwaterwinningen. Onderzoekopdracht voor het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Water

- Popescu IC, Dachy M, Brouyère S, Dassargues A (2004) Tests d'une méthode de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque applicable aux nappes aquifères de la Région Wallonne: application à l'aquifère calcaire du Hoyoux-Néblon. Rapport final convention avec la DGRNE Région wallonne, Namur, Belgique.
- Popescu IC, Gardin N, Brouyère S, Dassargues A (2008) Groundwater vulnerability assessment using physically based modelling: from challenges to pragmatic solutions. In: Refsgaard JC et al (eds) Calibration and reliability in groundwater modelling: credibility in modelling. IAHS Publ. 320, IAHS, Wallingford, UK, pp 83–88.
- Popescu IC, Brouyère S, Dassargues A (2019) The APSÛ method for process-based groundwater vulnerability assessment, Hydrogeol. J. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-02013-z>.
- Thomas C, Dollé F, Orban P, Dassargues A, Brouyère S (2019) Développement d'un module SIG de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines et de risques et application aux principales masses d'eau souterraine de Wallonie. Délivrable D03: Description des applications réalisées et cartes de vulnérabilité produites avec l'outil SIG. <http://hdl.handle.net/2268/225539>.
- Toride N, Leij FFJ, van Genuchten MT (1995) The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, version 2.0, Research report no. 137, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, CA, 121 pp.
- Van Genuchten MT, Wierenga PJ (1976) Mass transfer studies in sorbing porous media: I. analytical solutions. Soil Sci Soc Am J, 40:473–480.

Annexe 1 : Description de l'interface de base développée pour l'approche ApsûBRU

L'interface utilisateur d'APSÛ-Bru se compose de deux zones distinctes, la zone du choix des données et la zone d'exécution.

La zone du choix des données permet de choisir

- Le répertoire racine de la base de données
- Le nom du fichier « log » dans ce répertoire
- Le projet à traiter (ou * pour traiter tous les projets)
- La ou les simulations à exécuter (si * pour projet, seuls les projets contenant une simulation nommée conformément au choix seront traités)

La zone d'exécution comporte

- Un bouton pour lancer les simulations
- Une barre de progression qui indique les progrès des 2 grandes phases du calcul (dangerosité et vulnérabilité)
- Une zone de messages pour le suivi de l'exécution (messages de progrès et messages d'erreur éventuels)
- Une barre de statut donnant l'état du calcul.

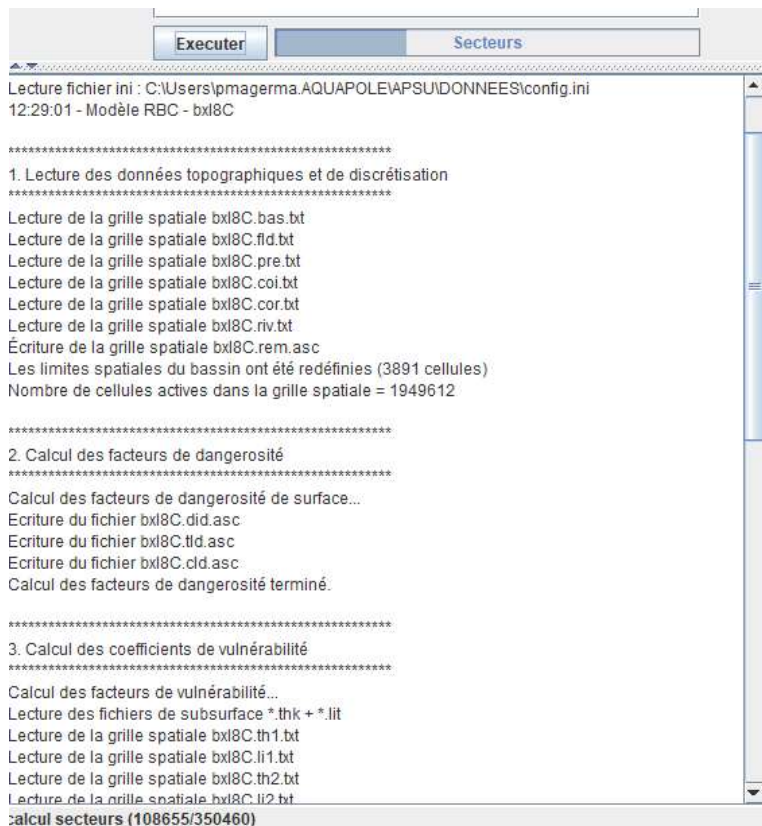


Figure 17 Exemple de messages d'exécution et barres de progrès et d'état

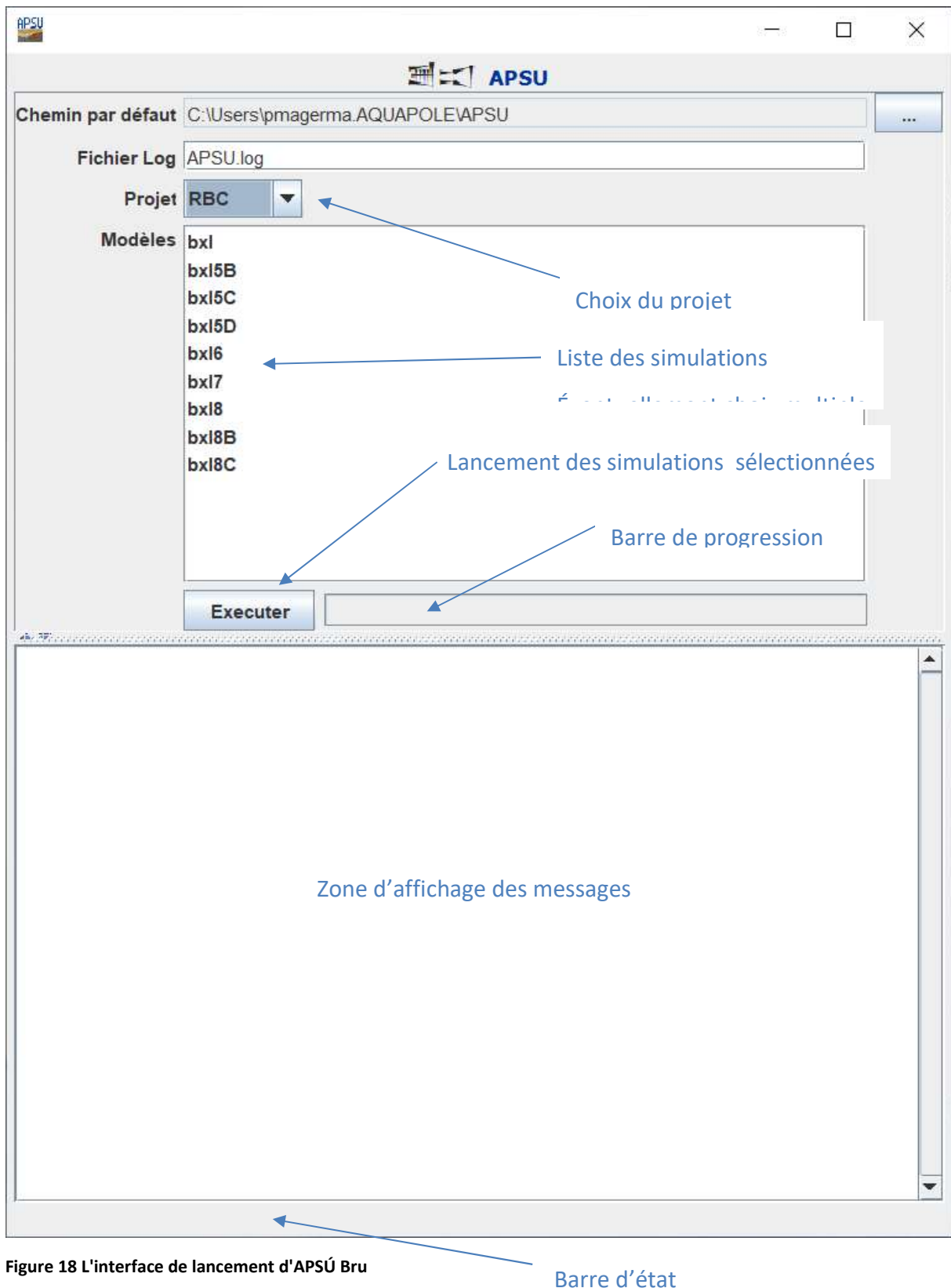


Figure 18 L'interface de lancement d'APSÚ Bru

Barre d'état