



Ernst Basler + Partner AG

mai 2015

Risques inhérents au transport ferroviaire de marchandises dangereuses

Méthodologie du screening 2014 des risques environnementaux sur l'ensemble du réseau

Référence du dossier : 522.11





Référence du dossier : 522.11

Avant-propos

Les travaux du présent rapport ont été accompagnés, sous la direction de l'Office fédéral des transports (OFT), par les représentants ci-après des autorités fédérales, des chemins de fer et des cantons :

M. Ammann	OFT, section Environnement
B. Baumgartner	Office de l'environnement du canton de Thurgovie
D. Bonomi	Office fédéral de l'environnement (OFEV), section Prévention des accidents majeurs et mitigation des séismes
M. Flisch	Laboratoire cantonal de Berne
J. Hansen	AWEL canton de Zurich
A. Kaufmann	OFT, section Environnement
P. Kuhn	CFF SA, Service central Sécurité (depuis juillet 2013 à la division Infrastructure)
T. Schaller	OFT, section Environnement (direction du projet jusqu'à décembre 2012)
S. Schnell	OFT, section Environnement (direction du projet depuis décembre 2012)
J. Schöbi	CFF SA, division Infrastructure
H.P. Stoll	CFF SA, Service central Sécurité (depuis mai 2013 à la division Infrastructure)
C. Troxler	Office de l'environnement du canton de Zoug
J. Vouillamoz	BLS SA, Gestion des risques et environnement (jusqu'en avril 2013), depuis mai 2013 représentante de CFF SA, Service central sécurité
J. Gredig	BLS SA, Gestion du développement durable et de la sécurité (depuis août 2014)
R. Zürcher	BLS SA, Gestion du développement durable et de la sécurité (jusqu'en août 2014)

Quatre collaborateurs de la société Ernst Basler + Partner mandatée par l'OFT étaient responsables du traitement :

Ch. Graf	Traitement des projets
P. Locher	Direction et traitement du projet
Ch. Willi	Traitement du projet
C. Zulauf	Garantie de la qualité



Référence du dossier : 522.11

Table des matières

RISQUES INHÉRENTS AU TRANSPORT FERROVIAIRE DE MARCHANDISES DANGEREUSES .	1	
MÉTHODOLOGIE DU SCREENING 2014 DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX SUR L'ENSEMBLE DU RÉSEAU	1	
1	CONTEXTE, OBJECTIFS ET DÉLIMITATION	5
2	SUBSTANCES REPRÉSENTATIVES ET FACTEURS DE PONDÉRATION	7
3	FRÉQUENCE DE LIBÉRATION ET SCÉNARIOS	9
4	ESTIMATION DE L'AMPLEUR DES DÉGÂTS	14
4.1	BASES SELON LES CRITÈRES D'ÉVALUATION ÉTABLIS POUR L'OPAM	14
4.2	DÉLIMITATION DES PROCESSUS	15
4.2.1	INTERSECTION ENTRE NAPPE PHRÉATIQUE ET EAUX SUPERFICIELLES	15
4.2.2	PRISE EN COMPTE DE L'ÉVACUATION DES EAUX ET DES MESURES DE RETENUE	15
4.3	MÉTHODOLOGIE D'ESTIMATION DE L'AMPLEUR DES DÉGÂTS AUX EAUX SUPERFICIELLES	16
4.3.1	RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE PRIS EN COMPTE	16
4.3.2	VUE D'ENSEMBLE DES PROCESSUS APPLIQUÉS	16
4.3.3	ÉCOULEMENT EN SURFACE SUR LE TERRAIN SUIVANT LA PENTE MAXIMALE	18
4.3.4	INFILTRATION DU LIQUIDE DANS LE SOL	20
4.3.5	AFFLUX DANS LES EAUX SUPERFICIELLES	22
4.3.6	CALCUL DE L'AMPLEUR DES DÉGÂTS SANS PRISE EN COMPTE DE L'INTERVENTION	24
4.3.7	PRISE EN COMPTE DE L'INTERVENTION POUR LA SUBSTANCE REPRÉSENTATIVE DÉRIVÉS DES HUILES MINÉRALES	27
4.3.8	PRISE EN COMPTE DE L'INTERVENTION POUR LA SUBSTANCE REPRÉSENTATIVE DÉRIVÉS DES HUILES MINÉRALES	27
4.4	MÉTHODOLOGIE DE L'ESTIMATION DE L'AMPLEUR DES DÉGÂTS, INDICATEUR NAPPE PHRÉATIQUE	33
4.4.1	DÉLIMITATION	33
4.4.2	VUE D'ENSEMBLE DES PROCESSUS PRIS EN COMPTE	34
4.4.3	INFILTRATION OU PÉNÉTRATION DANS LE SOUS-SOL	35
4.4.4	PROCESSUS « INTERVENTION » (DÉBLAI / ASSAINISSEMENT)	37
4.4.5	FIXATION DE LA DISTANCE D'EFFET	37
4.4.6	CALCUL DE L'INDICE D'ACCIDENT MAJEUR	39
5	DISCUSSION FINALE	40
6	BIBLIOGRAPHIE	42



Référence du dossier : 522.11

ANNEXE 1 : SUBSTANCES REPRÉSENTATIVES ET FACTEURS DE PONDÉRATION	45
ANNEXE 2 : PORTÉE D'UNE POLLUTION ET SECTEUR D'INFLUENCE D'UN CAPTAGE	54



1 Contexte, objectifs et délimitation

Les voies de communication empruntées par le transport des marchandises dangereuses sont assujetties à l'ordonnance sur les accidents majeurs [OPAM, 1991]. Aux termes de l'OPAM, il faut prendre les mesures de sécurité nécessaires sur les voies de communication pour protéger la population et l'environnement de graves dégâts dus à des accidents majeurs. Un élément central de l'OPAM est une procédure à deux niveaux de contrôle et d'évaluation, un instrument qui permet de contrôler les mesures de sécurité prises et la tolérabilité du risque pour la population et pour l'environnement en cas d'accidents majeurs dans le transport de marchandises dangereuses. La direction de cette procédure est confiée à l'OFT, l'autorité de surveillance pour les chemins de fer.

Dans le cadre de l'échelon de procédure « rapport succinct », on a eu recours ces dernières années à des procédures de screening qui ont fait leurs preuves. Une procédure de ce type avait déjà été élaborée en 2011 afin de déceler les risques pour la population, cf. [transport des marchandises dangereuses (TMD) Rail, 2011]. Les procédures de screening sont définies comme suit par l'OFEV [OFEV, 2010]: « procédure d'examen des risques pour tout un réseau de voies de communication, qui fournit des courbes cumulatives dans le diagramme P/C, calculées de manière simplifiée et conservatrice, normées sur 100 m de longueur des lignes, ainsi qu'une liste de segments considérés comme sans danger en raison des critères d'exclusion. » Le screening sert donc de base à la décision de l'autorité exécutive, qui détermine pour quelles parties du réseau ferré la procédure d'évaluation voulue par l'OPAM peut se clore par un rapport succinct car les risques sont jugés sans gravité. Si le screening fait apparaître des sections qui présentent des risques critiques potentiels, il faut soumettre ces sections à l'étape de procédure « étude de risque ».

Après plusieurs années de préparatifs, en 2014, les risques environnementaux ont été déterminés d'après une méthodologie standardisée sous forme de courbes cumulatives portant sur des sections courtes et homogènes (appelées « sous-éléments » pour des raisons historiques). On a considéré les risques pour les deux indicateurs d'accident « pollution des eaux superficielles » (ci-après le plus souvent « eaux superficielles ») et « pollution des eaux souterraines » (ci-après le plus souvent « nappe phréatique »). Le réseau de screening étudié, d'une longueur de 1596 km, comprend tous les tronçons à voie normale sur lesquels des marchandises dangereuses sont ou seront probablement transportées dans des quantités qui impliquent des risques potentiellement significatifs pour la population ou pour l'environnement. Le procédé et les résultats font l'objet d'un rapport de résultats [OFT, 2015].

Par analogie aux risques pour la population, le screening se délimite comme suit :

- Les risques environnementaux inhérents aux manœuvres et aux tronçons situés au sein de gares de triage ne sont pas étudiés.
- Les tronçons en tunnel ne le sont pas non plus. Le recensement des risques inhérents aux tronçons en tunnel pour les eaux superficielles et pour la nappe phréatique demanderait des



Référence du dossier : 522.11

vérifications détaillées sur l'évacuation des eaux des tunnels, ce qui aurait largement dépassé le cadre de la présente enquête.

Le présent rapport méthodologique sur le screening des risques environnementaux 2015 s'adresse prioritairement aux personnes qui souhaitent se familiariser avec la méthodologie du calcul des courbes cumulatives de screening pour les deux indicateurs d'accident environnementaux. Il complète donc le rapport de résultats et est structuré comme suit :

- Chapitre 2 : attribution des marchandises dangereuses transportées aux substances représentatives pour lesquelles les risques environnementaux sont attestés séparément, et prise en compte de facteurs de pondération afin de déceler des différences de risque potentiel (cf. aussi annexe 1).
- Chapitre 3 : définition des scénarios de propagation considérés et calcul de la fréquence de libération en fonction de grandeurs d'influence locales pertinentes.
- Chapitre 4 : calcul de l'ampleur des dégâts pour les deux indicateurs d'accident « eaux superficielles » et « nappe phréatique » en fonction de grandeurs d'influence locales pertinentes.
- Chapitre 5 : discussion finale de la méthodologie et de ses zones de flou.



Référence du dossier : 522.11

2 Substances représentatives et facteurs de pondération

Les seules marchandises dangereuses pertinentes pour les indicateurs d'accident « eaux superficielles » et « nappe phréatique » pris en compte dans le screening des risques environnementaux sont celles qui sont à l'état liquide dans des conditions normales de pression ambiante et de température. Les solides et les gaz ne peuvent entraîner de graves dégâts à l'environnement que dans des conditions très spéciales. La probabilité de ce type d'événements est donc significativement – c'est-à-dire plusieurs fois – plus faible que celle d'événements avec des liquides. Les propagations de solides et de gaz ne peuvent donc pas avoir d'influence déterminante sur l'allure des courbes cumulatives des risques, c'est pourquoi on les a négligées.

Le chemin de fer transporte une multitude de marchandises dangereuses liquides dont les caractéristiques physiques et chimiques sont très différentes. Pour pouvoir évaluer les substances du point de vue de leurs risques environnementaux, on les attribue à l'un des trois groupes de substances suivants. L'attribution se fait en fonction du mode de propagation probable dans les eaux superficielles et dans la nappe phréatique :

- groupe de substances 1 : liquides peu hydrosolubles qui surnagent sur l'eau (densité < 1 kg/l, solubilité < 50 g/l)
- groupe de substances 2 : liquides hydrosolubles (solubilité > 50 g/l)
- groupe de substances 3 : liquides peu hydrosolubles qui tombent au fond de l'eau (densité > 1 kg/l, solubilité < 50 g/l)

Chaque groupe de substances est attribué à une substance représentative afin de simplifier la référence :

- groupe de substances 1 : dérivés des huiles minérales
- groupe de substances 2 : épichlorhydrine
- groupe de substances 3 : perchloréthylène

Les substances représentatives ont été sélectionnées d'après les critères suivants :

- Elles sont transportées en grandes quantités sur la plupart des tronçons pertinents.



Référence du dossier : 522.11

- Elles sont attribuées à la classe de mise en danger des eaux CMDE 3 (pouvant polluer gravement les eaux), conformément à la prescription administrative allemande sur les substances pouvant polluer les eaux (VwVwS) du Comité consultatif Entreposage et transport des substances pouvant polluer les eaux.

À noter que les substances représentatives ne sont que des noms. Seuls les paramètres-types attribués à chacun des groupes de substances sont déterminants (par exemple les valeurs-limites à partir desquelles une eau superficielle est considérée comme polluée).

La banque de données ANABEL des CFF permet d'identifier, par numéro ONU et pour chaque tronçon ferroviaire pertinent, les marchandises dangereuses liquides transportées (cf. [OFT, 2013], Chap. 3.2). L'attribution des substances transportées à l'une des trois substances représentatives ci-dessus est indiquée à l'annexe 1. Afin de prendre en compte les différents risques de pollution environnementale des divers liquides, on pondère selon les facteurs suivants lors de l'agrégation des tonnages nets sur les divers numéros ONU attribués à une substance représentative :

- CMDE 3 : facteur de pondération $f_i = 1$
- CMDE 2 : facteur de pondération $f_i = 0,25$
- CMDE 1 : facteur de pondération $f_i = 0,0625$

Les liquides de la CMDE 0 ne sont pas inclus dans le screening des risques environnementaux, c'est-à-dire que le facteur de pondération est 0.



Référence du dossier : 522.11

3 Fréquence de libération et scénarios

Le taux standard d'une propagation (valeur par wagon-citerne-km) et la fréquence d'une propagation qu'il permet de calculer compte tenu des grandeurs d'influence ad hoc (tonnage net pondéré des marchandises dangereuses transportées par substance représentative, densité de branchements, vitesse autorisée des trains de marchandises et équipement du tronçon en détecteurs de boîte chaude ou de frein bloqué) sont basés sur le screening de la population 2011 et sont repris tels quels. Comme le screening des risques environnementaux s'intéresse à la propagation de marchandises dangereuses liquides transportées en majorité par wagons-citernes standard, on applique exclusivement la valeur de base pour la substance représentative Essence à toutes les substances représentatives considérées. Les détails figurent dans [OFT, 2013], Chapitre 2.4.

Un scénario de propagation est caractérisé par les paramètres suivants :

- a) lieu ou sous-élément subordonné,
- b) emplacement du lieu de propagation par rapport au tracé ferroviaire,
- c) substance représentative attribuée,
- d) paramètres de propagation déterminants pour déterminer l'ampleur des dégâts : quantité et durée de propagation, taille de la flaque (dépend en partie de la substance représentative).

Pour les paramètres b) à d), on analyse trois caractéristiques, qui sont représentées à la Figure 1 sous forme d'un schéma arborescent d'événement.



Référence du dossier : 522.11

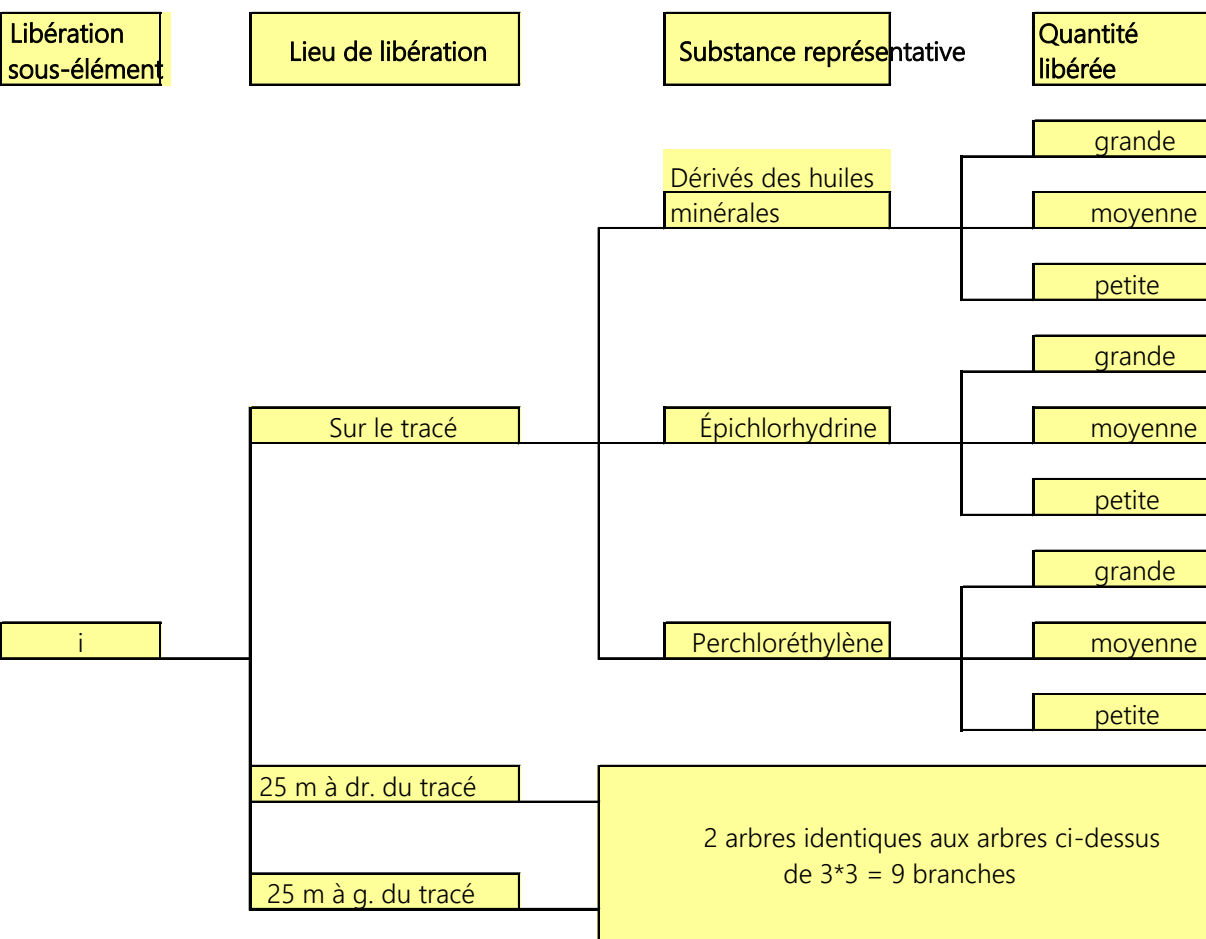


Figure 1 : Schéma arborescent d'événement : 27 scénarios de propagation par sous-élément

On distingue trois lieux de propagation par sous-élément : sur le tracé, à gauche du tracé et à droite du tracé. La distance entre le tracé et les lieux de propagation à gauche et à droite atteint 25 m dans le modèle. Cette distance correspond à la résolution du modèle altimétrique numérique utilisé. La différenciation selon trois lieux de propagation par sous-élément sert à atteindre les buts suivants :

- Les dommages, notamment par rapport à l'indicateur « eaux superficielles », peuvent dépendre de manière très sensible du lieu de propagation¹. Les différences possibles dans l'ampleur des dégâts

¹ Si la propagation a lieu sur un tronçon le long d'un lac du côté du lac, une grande partie des marchandises dangereuses peut se déverser directement dans le lac, alors que si la propagation a lieu du côté opposé sur terrain plat, elles peuvent s'infiltrer intégralement dans le sol.



Référence du dossier : 522.11

et la probabilité sont pris en compte par la différenciation entre trois lieux de propagation par sous-élément.

- Il est possible de calculer l'efficacité d'une mesure qui se limite au domaine immédiat du tracé (par exemple étanchéité du terrain naturel et évacuation des eaux).

On admet l'hypothèse des valeurs suivantes pour la probabilité conditionnelle d'une propagation à l'un des trois lieux, indépendamment du sous-élément :

- propagation dans le domaine du tracé : 0,50
- propagation 25 m à gauche ou à droite du tracé : 0,25

Si une propagation en dehors du tracé n'est pas possible en raison de la topographie (par exemple tranchée raide), la probabilité conditionnelle d'une propagation dans le domaine du tracé est augmentée en conséquence (à 75 % ou 100 %).

Une analyse des accidents impliquant des marchandises dangereuses lors de transports ferroviaires en Suisse depuis 1984 a révélé que les propagations varient en quantité entre quelques centaines et plusieurs centaines de milliers de litres. Cette variance quantitative doit se résumer, dans le cadre du présent screening des risques environnementaux, à quelques scénarios représentatifs et pertinents pour les accidents majeurs. Par analogie aux méthodes employées lors des screenings des gares de triage et des risques pour la population, on distingue trois quantités de propagation : grande, moyenne et faible. Pour fixer les valeurs chiffrées dépendantes de la substance représentative, on tient compte des aspects suivants :

- La substance représentative Dérivés des huiles minérales est transportée majoritairement par trains complets. Si des fuites se produisent sur plusieurs wagons en cas d'accident, il se peut que la propagation atteigne des quantités dépassant nettement la capacité de 80 m³ d'un wagon-citerne.²
- Les autres substances représentatives sont transportées le plus souvent par trains de marchandises mixtes. Le nombre de wagons d'une substance représentative donnée par train est donc nettement plus faible que dans le cas des dérivés des huiles minérales. La probabilité que plus d'un wagon fuie est donc aussi significativement plus faible. Pour simplifier, on peut admettre que la quantité maximale de propagation équivaut à la capacité d'un wagon-citerne plein.

² Des propagations de grandes quantités de dérivés des huiles minérales provenant de plusieurs fuites de wagons-citernes se sont produites plusieurs fois en Suisse : 120 m³ (Sargans, 4.6.1984), 371 m³ (Au, 19.9.1988), 320 m³ (Zürich-Affoltern, 8.3.1994). La quantité de propagation à Stein-Säckingen (4.1.1991) n'est pas connue.



Référence du dossier : 522.11

- La taille des récipients de transport dépend de la substance transportée, on admet toutefois pour simplifier qu'elle est identique pour chacune des substances représentatives.
- Du point de vue méthodologique, seules sont prises en compte les propagations de quantités suffisamment importantes pouvant générer des dégâts graves conformément aux critères d'évaluation en vigueur pour les deux indicateurs d'accident. Pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales, par exemple, on ne parle de dégâts graves qu'à partir d'une quantité de propagation de 15 tonnes.³

Au vu de ces aspects, on a fixé les quantités suivantes pour les propagations :

- propagation de la substance représentative Dérivés des huiles minérales :
 - grande quantité : contenu de 3 wagons-citernes pleins
 - moyenne quantité : contenu d'un wagon-citerne plein
 - petite quantité : 1/3 du contenu d'un wagon-citerne plein
- propagation des substances représentatives épichlorhydrine et perchloréthylène :
 - grande quantité : 100 % d'un conteneur plein ou la même quantité de plusieurs conteneurs
 - moyenne quantité : 50 % d'un conteneur plein
 - petite quantité : 25 % d'un conteneur plein

Une grande partie des substances attribuées aux substances représentatives est transportée en wagon-citerne. Le tonnage moyen par wagon-citerne d'une substance représentative est évalué à partir des données de transport disponibles (2010). De plus, on détermine le quotient entre le tonnage net transporté sur l'ensemble du réseau par substance représentative (sans prendre en compte le facteur de pondération) et le nombre total de wagons pleins transportés, en admettant que 50 % des wagons sont transportés vides. L'évaluation donne les tonnages arrondis suivants par wagon-citerne plein en fonction de la substance représentative :

- dérivés des huiles minérales : 60 t / wagon-citerne
- épichlorhydrine : 40 t / wagon-citerne
- perchloréthylène : 50 t / wagon-citerne

³ Ce chiffre résulte des prescriptions des critères d'évaluation : une quantité de 15 g peut polluer 1 m² d'une eau superficielle. Une pollution de 1 km² (limite d'un dégât grave) est donc causée par une perte de 15 t.



Référence du dossier : 522.11

Le tableau 1 suivant indique les valeurs de quantité de propagation, de taille de la flaque et de taux de propagation admises pour le screening des risques environnementaux. Le calcul de la taille de la flaque et du taux de propagation s'est fait sur la base valeurs déjà publiées [Carbura ; 1995, E&B 1998, EBP, 1998]. On admet pour simplifier que le taux de propagation est indépendant de la substance représentative.

Substance représentative / caractéristique	Grande quantité		Moyenne quantité		Petite quantité	
	Quantité	Surface de la flaque	Quantité	Surface de la flaque	Quantité	Surface de la flaque
Dérivés des huiles minérales	180 t	500 m ²	60 t	200 m ²	20 t	50 m ²
Épichlorhydrine	40 t	200 m ²	20 t	50 m ²	10 t	50 m ²
Perchloréthylène	50 t	200 m ²	25 t	50 m ²	10 t	50 m ²
Taux de propagation	100 kg/s		20 kg/s		10 kg/s	

Tableau 1 : Quantité de propagation et surface de la flaque en fonction de la substance représentative, taux de propagation par scénario de propagation

Comme les propagations de grandes quantités sont d'autant plus probables que la vitesse de déplacement juste avant l'accident est élevée, les probabilités pour les classes ci-avant sont fixées en fonction de la vitesse autorisée des trains de marchandises. Les valeurs employées (estimation d'experts) sont présentées dans le Tableau 2 suivant.

Propagation en quantité	Proportion en fonction de la vitesse							
	80 km/h	70 km/h	60 km/h	50 km/h	40 km/h	30 km/h	20 km/h	10 km/h
Grande	20%	17%	14%	11%	9%	6%	3%	0%
Moyenne	30%	26%	23%	19%	16%	12%	9%	5%
Petite	50%	56%	63%	69%	76%	82%	89%	95%



Référence du dossier : 522.11

Tableau 2 : *Probabilité par classe de quantité de propagation en fonction de la vitesse maximale autorisée de trains de marchandises dangereuses*

4 Estimation de l'ampleur des dégâts

4.1 Bases selon les critères d'évaluation établis pour l'OPAM

Le calcul de l'ampleur des dégâts (indice d'accident majeur) se base sur le projet de consultation des critères d'appréciation conformément à [OFEV, 2010]. Différence importante par rapport aux critères précédents (cf. [BK II, 2001]), il est proposé d'adopter, comme critère des dégâts graves d'aquifères, le débit qui n'est plus utilisable au lieu de la coupure d'alimentation en eau mesurée en personnes-mois. Cela entraîne en fin de compte une nouvelle attribution de l'indice d'accident majeur. Un dégât grave de la nappe phréatique est désormais constaté lorsque, à la suite de la pollution d'un captage ou d'une source dans une zone de protection des eaux souterraines S légalement valable, un débit concessionnaire d'au moins 2500 l/min. n'est plus utilisable pour l'alimentation publique en eau potable. À la différence de l'indicateur d'accident « eaux superficielles », aucune quantité minimale n'est prescrite pour présumer d'une telle pollution : en d'autres termes, dès que des marchandises dangereuses se propagent à l'intérieur de la zone de saturation dans le volume de pompage d'un captage, il y a lieu de s'attendre à des dégâts correspondant au débit. Si le débit qui n'est plus utilisable est quintuplé, l'indice d'accident majeur augmente de 0,3 (c'est-à-dire 12 500 l/min. → indice d'accident majeur 0,6).

Les eaux superficielles sont polluées, au sens des critères d'appréciation, lorsque la quantité de marchandises liquides dangereuses non hydrosolubles dépasse 15 g/m² en surface pour les dérivés des huiles minérales ou 5 g/m² pour les autres liquides peu solubles pouvant polluer les eaux (substance représentative perchloréthylène). Quant aux liquides hydrosolubles, on admet qu'avec 1 g de la substance représentative épichlorhydrine, 1 m³ d'eau peut être pollué. Un dégât est grave, c'est-à-dire que l'indice d'accident majeur de 0,3 est atteint, si une surface d'au moins 1 km² ou un volume d'au moins 10⁶ m³ est pollué.

Il n'existe pas encore de critères d'évaluation des risques définitivement fixés. Pour l'évaluation des résultats du screening, on travaille donc avec l'indicateur d'accident pour la nappe phréatique proposé conformément au projet de consultation [OFEV, 2010] et avec les critères d'évaluation de 2001.



Référence du dossier : 522.11

4.2 Délimitation des processus

4.2.1 Intersection entre nappe phréatique et eaux superficielles

Les processus suivants ne sont pas pris en compte dans le cadre du screening environnemental :

- Exfiltration de la nappe phréatique dans des eaux superficielles,
- Infiltration d'eau polluée en provenance des eaux superficielles dans la nappe phréatique
- Défaillance d'une installation de traitement des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable dans l'indicateur « nappe phréatique polluée »⁴.

D'après les hypothèses ci-dessus, on admet que les captages qui se trouvent sur l'autre rive d'une rivière par rapport au rail ne peuvent pas être pollués en cas d'accident majeur, et que des marchandises dangereuses infiltrées dans le sol ne peuvent pas induire la pollution d'une rivière (c'est-à-dire que seul un déversement direct – écoulement superficiel ou via évacuation des eaux – peut entraîner la pollution d'eaux superficielles).

4.2.2 Prise en compte de l'évacuation des eaux et des mesures de retenue

L'évacuation des eaux de la voie peut en principe être prise en compte approximativement dans la méthodologie du screening des risques environnementaux, dans la mesure où les données nécessaires sont disponibles. Ce faisant, on part des hypothèses suivantes :

- L'évacuation des eaux influe uniquement sur l'écoulement de marchandises liquides dangereuses qui sont libérées dans le domaine du tracé.
- Les évacuations des eaux sous forme de conduites d'infiltration ou de systèmes comparables, qui transportent uniquement les liquides hors du domaine immédiat du tracé et les déversent dans une infiltration latérale à proximité ou par le talus, ne sont pas considérées comme des évacuations des eaux au sens du modèle utilisé.

⁴ La contribution des lacs en alimentation en eau potable n'est pas prise en compte. Vu la complexité des conditions horizontales et verticales de mélange et de superposition dans les lacs, ce processus ne pourrait être pris en compte que dans le cadre d'une étude de risque locale.



Référence du dossier : 522.11

- Un effet significatif d'une évacuation des eaux, pris en compte par le modèle, n'est réalisé que si les liquides collectés sont acheminés par des conduites, éventuellement via des bassins de rétention interposés ou une STEP communale, jusqu'à un collecteur d'eau (cas normal) ou dans un ouvrage d'art d'infiltration (cas exceptionnel).
- En cas de déversement à partir d'une évacuation des eaux dans un ouvrage d'art d'infiltration, on admet que ce dernier est positionné (par exemple en dehors d'une zone de protection) de manière qu'aucun dégât grave à la nappe phréatique ne soit possible (vu que l'on a négligé l'éventualité d'une exfiltration possible dans des eaux superficielles, il en va également de même de ces dernières).
- A condition que des mesures de retenue passives soient disponibles (bassin ou en règle générale une STEP), on admet que la totalité des marchandises dangereuses peut être retenue (c'est-à-dire que l'indice d'accident majeur est 0). Les mesures actives, qui requièrent une intervention humaine après une propagation pour être efficaces, ne sont pas prises en compte (par exemple fermeture d'une chambre de vannes).

4.3 Méthodologie d'estimation de l'ampleur des dégâts aux eaux superficielles

4.3.1 Réseau hydrographique pris en compte

En principe, toutes les eaux superficielles (ruisseaux, rivières/fleuves et lacs, sauf les cours d'eau souterrains) qui figurent dans le jeu de données « Vektor 25, réseau hydrographique » (source : Office fédéral de topographie Swisstopo, données de 2009 ou plus anciennes) sont prises en compte.

L'écoulement superficiel de marchandises dangereuses liquides ou l'évaluation de l'éventualité que des marchandises dangereuses liquides puissent atteindre des eaux situées à proximité ou non, est déterminé grâce à l'utilisation du modèle altimétrique numérique de l'Office fédéral de topographie. Ainsi, il n'est pas nécessaire d'utiliser un couloir fixe de distanciation de la ligne ferroviaire, comme cela est proposé dans le manuel III de l'OPAM.

4.3.2 Vue d'ensemble des processus appliqués

Les processus suivants sont pris en compte afin de déterminer l'ampleur des dégâts pour chacun des scénarios de propagation conformément au chapitre 3 (cf. aussi Figure 2) :



Référence du dossier : 522.11

- Écoulement en surface sur le terrain suivant la pente maximale
- Rétention du liquide par un mouillage superficiel
- Infiltration du liquide dans le sol
- Afflux en surface dans les premières eaux superficielles le long du chemin d'écoulement
- Exclusivement pour la substance représentative dérivés des huiles minérales : calcul de l'ampleur des dégâts compte tenu d'une intervention possible au moyen de barrages de rétention des hydrocarbures, d'aspiration etc. pendant la propagation dans des eaux superficielles.

La réduction, par des mesures d'intervention actives, des marchandises dangereuses liquides s'écoulant sur le terrain n'est pas prise en compte. Les chances de succès de telles mesures dans la pratique sont très incertaines.

La méthodologie de prise en compte de ces processus est décrite individuellement ci-après.

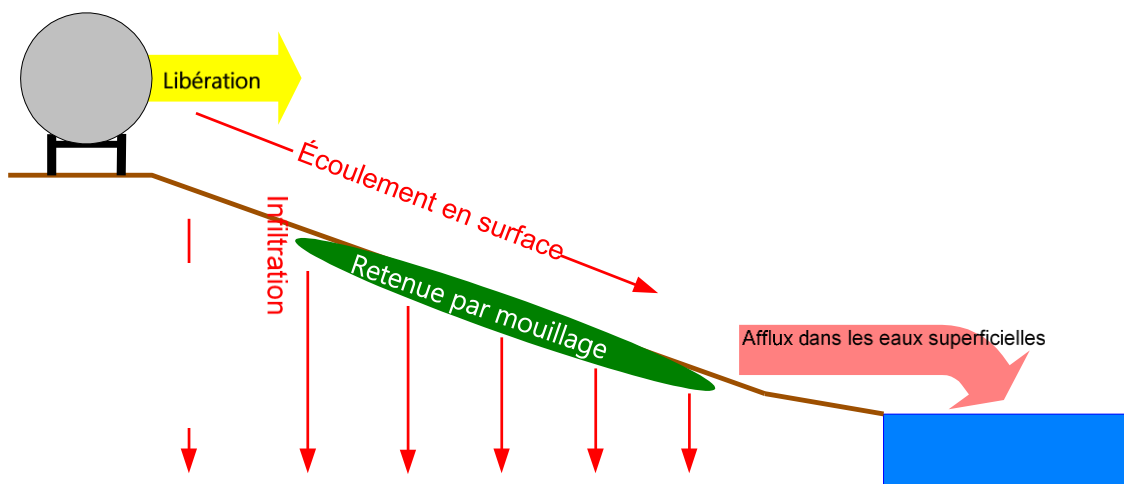


Figure 2 : Processus d'estimation de l'ampleur des dégâts pour les eaux superficielles.



Référence du dossier : 522.11

4.3.3 Écoulement en surface sur le terrain suivant la pente maximale

À partir du lieu de propagation choisi et compte tenu du modèle altimétrique numérique MAN 25, on détermine le chemin d'écoulement à l'aide d'un algorithme implémenté dans le SIG. Le modèle altimétrique⁵ se base sur la carte nationale au 1 :25 000 et possède une résolution horizontale ou maillage de 25 m. L'algorithme s'arrête dès que le chemin d'écoulement calculé soit croise une eau superficielle, soit rencontre une valeur de pente 0 (terrain parfaitement plat) ou négative (le terrain monte dans toutes les directions)⁶.

Pour les processus « Rétention du liquide dangereux par un mouillage superficiel » et « infiltration du liquide dans le sol » (Chap. 4.3.4), il faut établir les résultats suivants de la détermination du chemin d'écoulement :

- largeur du chemin d'écoulement
- longueur du chemin d'écoulement et caractéristiques du sol le long du chemin d'écoulement
- caractéristiques le long du chemin d'écoulement dont l'influence sur l'infiltration dans le sol est déterminante, compte tenu de la pente du terrain ainsi que du type de sol et de ses caractéristiques de perméabilité aux liquides.

Vu la résolution du modèle altimétrique numérique et les ruptures topographiques locales possibles (murs, dépressions, collines), on ne tient pas compte d'éventuels élargissements ou rétrécissements dus au terrain. On admet que la **largeur du chemin d'écoulement est identique au diamètre de la flaque du liquide perdu** (et que la surface de la flaque est circulaire conformément au Tableau 1).

On distingue les classes de pente du chemin d'écoulement suivantes :

- < 2°
- 2 – 3°
- 3 – 5°
- 5 – 10°
- 10 – 30°
- > 30°

⁵ Cela signifie que, pour chaque cellule de la grille de 25 m sur 25 m, on dispose d'une valeur de pente maximale et l'on sait laquelle des huit cellules voisines au plus présente la différence de hauteur maximale.

⁶ Cette affirmation porte sur l'écoulement maximal possible déterminé au moyen du SIG. Indépendamment de cela, on admet qu'à partir d'une valeur-seuil de pente donnée, la totalité des marchandises dangereuses s'infilte, puisqu'un étalement sur la surface n'est plus possible.



Référence du dossier : 522.11

Les caractéristiques du sol sont issues de la « carte géotechnique simplifiée »⁷ (base : carte nationale au 1 :200'000 d'une résolution cartographique de 200 m). De plus, d'après [FAL 35, 2000] les classes ou types suivants sont définis :

- karst : très grande perméabilité aux liquides
- gravier / sable : grande perméabilité
- sable / limon : perméabilité moyenne
- argiles / roche : faible perméabilité

À l'aide du SIG, le chemin d'écoulement est subdivisé en sections de longueur l_{ij} en fonction de la classe de déclivité (i) et du type de sol (j). La longueur totale du chemin d'écoulement résulte de la somme des longueurs de section l_{ij} .

Une partie des marchandises dangereuses est retenue par mouillage de la surface le long du chemin d'écoulement. On admet que cette proportion de liquide libéré n'entraîne ni dégâts des eaux superficielles ni dégâts de la nappe phréatique.

Pour estimer la rétention de marchandises dangereuses par mouillage superficiel, on adopte les hypothèses suivantes :

- La rétention est indépendante de la substance représentative et de la durée de propagation ou de l'écoulement.
- La rétention dépend du type de sol. Pour chacun des types de sol, on considère les valeurs suivantes pour la quantité de liquide retenue par mouillage B_j [Gujer, 1995] :

- Karst : $B = 0,5 \text{ l/m}^2$
- Tous les autres types de sol : $B = 1,5 \text{ l/m}^2$

La valeur est inférieure pour le sous-sol karstique, car la végétation y est plus rare.

Dans une section du chemin d'écoulement de longueur l_{ij} et de diamètre de la flaqué D , soit la largeur de la flaqué de liquide, la quantité de marchandises dangereuses $m_{Be,ij}$, retenue par mouillage est la suivante :

$$m_{Be,ij} = B_j \cdot D \cdot l_{ij} \cdot \rho \quad \text{formule [1]}$$

$m_{Be,ij}$: quantité totale de marchandises dangereuses retenues en surface par mouillage, [kg]

⁷ Source : Office fédéral de la statistique (GEOSTAT), maître des données : OFEV, données de 1963-1967, numérisées en 1990



Référence du dossier : 522.11

- B_j : valeur indicative spécifique au type de sol pour la quantité de marchandises dangereuses retenues en surface par mouillage, [l/m^2]
 D : diamètre de la flaque, [m]
 l_{ij} : longueur d'un élément du chemin d'écoulement, [m]
 i : indice de caractérisation I classe de déclivité, [-]
 j : indice de caractérisation du type de sol, [-]
 ρ : densité de la substance polluante (cf. tab. 3), [kg/l]

4.3.4 Infiltration du liquide dans le sol

Pour le processus « infiltration du liquide dans le sol », on adopte les hypothèses générales suivantes :

- La proportion de marchandises dangereuses qui s'infiltré dans le sol le long du chemin d'écoulement ne présente pas de danger pour les eaux superficielles, mais peut entraîner une pollution de la nappe phréatique ;
- Dès que la pente le long du chemin d'écoulement est inférieure à une valeur-seuil prescrite, c'est-à-dire que le terrain est suffisamment plat, le liquide ne peut plus s'écouler superficiellement⁸. La quantité totale de liquide s'infiltré alors obligatoirement dans le sol. La valeur-limite de pente en dessous de laquelle l'écoulement superficiel s'arrête est fixée à 2° [FAL 35, 2000].
- Si la propagation a lieu dans le domaine du tracé ferroviaire ou si le chemin d'écoulement superficiel coupe le tracé ferroviaire, on admet, par analogie à l'analyse des risques pour les gares de triage [E&B, 2002], que 10 000 l de substance sont retenus dans le domaine du tracé⁹.

On adopte les hypothèses suivantes pour calculer l'infiltration dans une section l_{ij} du chemin d'écoulement avec type de sol i et classe de déclivité j :

- Le volume de substance à l'état liquide qui s'infiltré dans le sol, appelé taux d'absorption S , est constant pour chaque unité de surface et de temps¹⁰. Le taux d'absorption S dépend en principe de la déclivité du terrain, de la perméabilité du sol, de sa saturation en eau et du degré de viscosité de

⁸ Du fait de l'impulsion du liquide, sur de courtes distances, même un terrain de déclivité encore plus faible, voire infime, peut être inondé. Toutefois, il faut tenir compte de ce que le modèle altimétrique numérique utilisé présente un maillage de 25 m, de sorte que, sur cette longueur, la valeur de pente moyenne doit être en dessous de la limite pour que l'écoulement superficiel s'arrête.

⁹ Cela signifie que, dans les cas correspondants, une faible propagation des substances représentatives épichlorhydrine et perchloréthylène (propagation de quantités < 10 000 l dans ces cas) n'occasionne pas d'apport dans les eaux superficielles, sauf si le sous-élément se trouve sur un pont et / ou est équipé d'un dispositif d'évacuation des eaux de la voie.

¹⁰ Dans la réalité, le taux d'absorption est plus élevé au début et diminue ensuite au fur et à mesure de la saturation du sol par la marchandise dangereuse. Le taux d'absorption admis doit donc être une valeur moyenne sur une durée.



Référence du dossier : 522.11

la marchandise dangereuse. Pour simplifier, on admet que toutes les substances représentatives ont un degré de viscosité comparable en matière d'infiltration. S est donc encore dépendant

- du type de sol (ou de la perméabilité du sol) ainsi que du degré de saturation momentané du sol en eau et
 - de la pente.
- On distingue deux scénarios de degré de saturation du sol en eau :
- Dans 98% des cas, le sol présente une saturation en eau inférieure à la capacité au champ, qui correspond à la teneur en eau du sol après que l'eau drainable a été évacuée en quelques jours par la force de gravitation terrestre.
 - Dans les 2% restants des cas, on admet un plus haut degré de saturation en eau, tel qu'il peut se produire occasionnellement après de longues périodes de pluie. Pour simplifier, on présume aussi un haut degré de saturation en eau lorsque le sol est gelé.

Le Tableau 3 suivant présente les taux d'absorption utilisés en fonction du type de sol j et de la saturation du sous-sol k. Les valeurs sont basées sur des indications tirées de la bibliographie [Gujer, 1995] et [ZH UP, 1996]. De plus, on a adopté les hypothèses suivantes :

- les sols à degré de saturation élevé ont un taux d'absorption 50 fois plus faible que les sols non saturés.
- Dans le cas du sol karstique, un haut degré de saturation n'est pas réaliste. C'est pourquoi il n'est pas tenu compte d'une différence de taux d'absorption.
- Les valeurs du Tableau 3 s'entendent comme des valeurs de base sans correction en fonction de la dépendance de la pente. Plus la pente est raide, plus le taux d'absorption diminue, car d'une part les composantes déterminantes de la gravitation diminuent à l'approche du sol et parce que d'autre part la vitesse d'écoulement augmente. Il est admis que l'influence de la vitesse croissante d'écoulement est comparable avec celle des composantes déterminantes décroissantes de la gravitation. Comme cette dernière s'élève à $\cos\alpha$, on admet globalement un facteur de correction de $\cos^2\alpha$.



Référence du dossier : 522.11

Type de sol j	Taux d'absorption S_{jk} [l/s/m ²]	
	sol avec capacité d'absorption	haute saturation en eau
karst	1.0	1.0
gravier/sable	0.5	0.01
sable/limon	0.1	0.002
argiles/roche	0.01	0.0002

Tableau 3 : Taux d'absorption en fonction du type de sol j et de la saturation du sous-sol k

Pour une section du chemin d'écoulement de longueur l_{ij} sur laquelle la valeur-limite de pente pour l'écoulement est dépassée, la quantité de marchandises dangereuses liquides infiltrées dans le sol se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$m_{s,ijk} = S_{jk} \cdot \cos^2 \alpha_i \cdot D \cdot t_{Fr} \cdot l_{ij} \cdot \rho \quad \text{formule [2]}$$

- $m_{s,ijk}$: quantité de marchandises dangereuses liquides infiltrées dans le sol par la section l_{ij} du chemin d'écoulement, [k g]
 S_{jk} : taux d'absorption, [l/s/m²]
 α_i : pente du terrain, [°]
 D : diamètre de la flaque, correspond à la largeur de la surface couverte de liquide, [m]
 t_{Fr} : durée de la propagation, [s]
 l_{ij} : longueur d'une section du chemin d'écoulement, [m]
 ρ : densité de la substance polluante, [kg/l]
 i : indice de caractérisation de la classe de déclivité, [-]
 j : indice de caractérisation du type de sol, [-]
 k : indice de caractérisation de la saturation en eau du sol, [-]

Si le chemin d'écoulement contient une section l_{ij} dont la pente est inférieure à la valeur-limite de l'écoulement, aucune marchandise dangereuse, par définition, n'afflue dans les eaux superficielles. Tout le volume de marchandises dangereuses liquides s'infiltré dans le sol.

4.3.5 Afflux dans les eaux superficielles

Si le chemin d'écoulement superficiel déterminé atteint des eaux superficielles et que, jusque-là, la valeur-seuil prescrite de pente minimale est toujours restée au-dessus de 2°, ou si toutes les marchandises dangereuses s'infiltrèrent, on peut calculer comme suit l'afflux dans les eaux superficielles m_{OFG} :



Référence du dossier : 522.11

$$m_{OFG} = \text{Max} (m_{Fr} - V_{Tr} \cdot \rho - \sum_{i,j} m_{Be,ij} - \sum_{i,j} m_{S,ijk}, 0) \text{ formule [3]}$$

- m_{OFG} : quantité de marchandises dangereuses totale qui se déverse dans des eaux superficielles, [kg]
 m_{Fr} : quantité de marchandises dangereuses libérée, [kg]
 V_{Tr} : quantité de marchandises dangereuses retenue dans le secteur du tracé, [l]
 ρ : densité des substances polluantes, [kg/l]
 $m_{Be,ij}$: quantité de marchandises dangereuses retenue en surface par mouillage sur un élément du chemin d'écoulement, [kg]
 $m_{S,ijk}$: quantité de marchandises dangereuses infiltrée dans le sol sur un élément du chemin d'écoulement, [kg]
 i : indice de caractérisation de la classe de déclivité, [-]
 j : indice de caractérisation du type de sol, [-]
 k : indice de caractérisation de la saturation en eau du sol, [-]

Le terme m_{Fr} se rapporte à la quantité de marchandises dangereuses libérée conformément au tableau 1 et V_{Tr} aux 10'000 l retenus le cas échéant dans le domaine du tracé (chap. 4.3.4). La densité ρ atteint les valeurs suivantes pour les substances représentatives selon [Leo, 1994] et [ECB, 2000] :

substance représentative	densité ρ en [kg/l] (20°C)
dérivés des huiles minérales	0.75
épichlorhydrine	1.18
perchloréthylène	1.62

Tableau 4 : Densité ρ des substances représentatives

Si le chemin d'écoulement superficiel déterminé rencontre des eaux superficielles mises sous terre, on tient compte du fait que, dans ce cas particulier, aucun afflux ne peut avoir lieu dans la mesure où la partie mise sous terre est d'une certaine longueur. Si par exemple le lieu de propagation touche le secteur des eaux superficielles mises sous terre, celles-ci doivent être mises sous terre au moins 50 m à gauche et 50 m à droite du tracé pour qu'aucun afflux ne se produise.

Pour le cas particulier où un lieu de propagation à gauche ou à droite du tracé se trouve dans une eau superficielle, la quantité déversée dans les eaux est égale à la quantité de propagation pour le scénario considéré.

Les deux sommes dans la formule [3] représentent les quantités maximales qui peuvent être retenues par mouillage superficiel ($m_{Be,ij}$) ou infiltration ($m_{S,ijk}$) dans l'ensemble le long du chemin d'écoulement jusqu'à l'afflux dans les eaux superficielles et qui ne contaminent donc pas les eaux superficielles.



Référence du dossier : 522.11

Si la différence dans la formule [3] est négative, cela signifie que toute la quantité de propagation est retenue par mouillage superficiel ou qu'elle s'infiltré avant d'atteindre les premières eaux superficielles, c'est-à-dire que l'afflux dans les eaux superficielles est nul.

Vu la résolution limitée du MAN et les lignes de rives des rivières/fleuves (elles sont représentées par des lignes dans le SIG et ne comportent donc pas d'informations sur la largeur), le calcul de l'afflux de marchandises dangereuses dans les eaux superficielles proches de la voie ferrée se fait avec les adaptations suivantes :

- Aux lieux de propagation proches de lacs à rives plates où la modélisation de l'écoulement ne comporte pas d'afflux dans le lac, la quantité déversée est calculée en pourcentage de la quantité de propagation afin de ne pas sous-estimer systématiquement les risques :
 - entre 1 et 25 m de distance de la rive : 90 %
 - entre 25 et 50 m de distance de la rive : 30 %
 - > 50 m de distance de la rive : aucun afflux (comme dans la modélisation de l'écoulement)
- Etant donné que les données SIG n'indiquent pas les lignes des rives des cours d'eau, on prend donc pour hypothèse les largeurs standard suivantes afin de décider si un afflux direct (= quantité de propagation selon le scénario) se produit :
 - Fleuve : 40 m,
 - Rivière avec n° GEWISS : 20 m,
 - Rivière sans n° GEWISS-Nr. : 10 m.

Pour les grands rivières/fleuves (Rhin, Limmat, Aare, Rhône, Reuss), on identifie en sus manuellement des lieux où, d'après la présentation sur la carte au 1 :25 000, une propagation sur ou immédiatement près de la rive peut se produire. Dans ces cas, la quantité déversée est égale à la quantité de propagation.

4.3.6 Calcul de l'ampleur des dégâts sans prise en compte de l'intervention

Les critères d'évaluation contiennent des prescriptions sur la manière de convertir la quantité de marchandises dangereuses qui pénètrent dans une eau superficielle en une surface polluée tant qu'aucune intervention n'est prise en compte. On distingue alors les valeurs-limites suivantes (chap. 4.1) :



Référence du dossier : 522.11

- dérivés des huiles minérales : 15 g/m²
- liquides pouvant polluer les eaux : 5 g/m²

Pour les deux substances représentatives non hydrosolubles ou faiblement hydrosolubles Dérivés des huiles minérales et Perchloréthylène, on applique ces valeurs-limites. Sans prise en compte d'une intervention, la surface polluée est calculée comme suit :

$$A_{OFG,i} = \frac{m_{OFG,i} \cdot 1000}{f_i} \text{ formule [4]}$$

$A_{OFG,i}$: surface polluée dans les eaux superficielles, [m²]

$m_{OFG,i}$: quantité totale de marchandises dangereuses qui parvient dans une eau superficielle, [kg]

f_i : valeur-limite selon les critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs, [g/m²]

i : indice de caractérisation de la substance représentative, [-]

Ainsi, $f_i = 15 \text{ g/m}^2$ pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales et $f_i = 5 \text{ g/m}^2$ pour la substance représentative Perchloréthylène. À partir de la surface polluée, on peut déterminer l'indice d'accident majeur selon les prescriptions des critères d'appréciation II ou selon l'indicateur d'accident n_3 « Pollution des eaux superficielles (surface) ».

Pour la substance représentative hydrosoluble Épichlorhydrine, on calcule le volume pollué par analogie à la formule [4], à partir d'une valeur-limite hypothétique de pollution de $f_{m,v} = 1 \text{ g/m}^3$ eau, qui correspond à une valeur typique, quoique tendanciellement plutôt conservatrice, pour les substances solubles de la CMDE 3 :

$$V_{OFG,i} = \frac{m_{OFG,i} \cdot 1000}{f_i} \text{ formule [5]}$$

$V_{OFG,i}$: volume pollué dans les eaux superficielles, [m³]

$m_{OFG,i}$: quantité totale de marchandises dangereuses qui pénètre dans une eau superficielle, [kg]

f_i : valeur-limite selon les critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs, [g/m³]

i : indice de caractérisation de la substance représentative, [-]

La conversion à l'indice d'accident majeur suit les prescriptions relatives à l'indicateur d'accident « Volume d'eau superficielle pollué ».

À titre d'illustration, le Tableau 5 présente, sans tenir compte d'une éventuelle intervention, des exemples d'indices d'accident majeur en fonction de la substance représentative et de la quantité



Référence du dossier : 522.11

$m_{OFG,i}$ qui pénètre dans une eau superficielle. Les résultats du Tableau 5 débouchent sur les conclusions suivantes :

- Pour que l'indice d'accident majeur théorique soit ≥ 0 , les quantités déversées de substances représentatives Dérivés des huiles minérales et Perchloréthylène doivent être nettement plus importantes que celles de l'épichlorhydrine.
- Un afflux de 1000 kg de la substance représentative Épichlorhydrine entraîne déjà des dégâts graves (indice d'accident majeur $\geq 0,3$), alors que les deux autres substances représentatives ne produisent les mêmes effets qu'à partir de 15 000 ou 5000 kg.
- À l'inverse, l'ampleur des dégâts augmente moins vite avec la quantité de substance représentative Épichlorhydrine déversée dans une eau superficielle qu'avec les deux autres. Un dégât décuple correspond à une augmentation de l'indice d'accident majeur de 0,2 pour l'épichlorhydrine ou de 0,3 pour les autres substances représentatives.

Substance représentative	Valeur-limite dégâts	Quantité qui pénètre dans les ES [kg]	Indice d'accident majeurs	Décuplement des dégâts en cas d'augmentation de l'IAM
Huiles minérales	15 [g/m ²]	100	0	0.3
		1'000	0	
		15'000	0.30	
		60'000	0.48	
Epichlorhydrine	1 [g/m ³]	100	0.10	0.2
		1'000	0.30	
		8'000	0.48	
		40'000	0.62	
Perchloréthylène	5 [g/m ²]	100	0	0.3
		1'000	0.09	
		5'000	0.30	
		20'000	0.48	
		50'000	0.60	

Tableau 5 : *Indice d'accident majeur sans intervention en fonction de la substance représentative et de la quantité déversée dans les eaux superficielles.*



Référence du dossier : 522.11

4.3.7 Prise en compte de l'intervention pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales

Pour les deux substances représentatives Épichlorhydrine et Perchloréthylène, on admet dans le modèle qu'aucune intervention n'est possible. Pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales, la possibilité de réduire l'ampleur des dégâts au moyen de mesures d'intervention comme l'emploi de barrages de rétention d'huiles ou le pompage de marchandises dangereuses flottantes est prise en compte globalement à l'aide de la méthodologie pragmatique décrite ci-après.

4.3.8 Prise en compte de l'intervention pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales

Pour les deux substances représentatives Épichlorhydrine et Perchloréthylène, on admet dans le modèle qu'aucune intervention n'est possible. Pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales, la possibilité de réduire l'ampleur des dégâts au moyen de mesures d'intervention comme l'emploi de barrages de rétention d'huiles ou le pompage de marchandises dangereuses flottantes est prise en compte globalement à l'aide de la méthodologie pragmatique décrite ci-après.

a) Probabilité d'une intervention réussie

Le calcul de probabilité d'une intervention réussie et de son effet est basé sur la longueur du chemin d'écoulement entre le lieu d'afflux dans les premières eaux superficielles et le premier lac¹¹. Il est paramétré selon les types de cours d'eau n suivants, qui correspondent aux ordres de grandeur des jeux de données SIG :

- n = 1 : petits ruisseaux sans nom ni n° GEWISS.
- n = 2 : ruisseaux avec nom ou n° GEWISS.
- n = 3 : rivières/fleuves avec nom ou n° GEWISS¹².

¹¹ Ou, à l'étranger limitrophe, jusqu'à la limite à partir de laquelle il n'y a plus de données SIG de Suisse disponibles.

¹² La différenciation des types d'eaux est basée sur les données SIG.



Référence du dossier : 522.11

Il est admis que les cours d'eau dans lesquels débouche le premier lac d'au moins 2500 m², ne sont jamais concernés par une pollution de la substance représentative Dérivés des huiles minérales, car des mesures d'intervention permettent d'éviter un écoulement à partir du lac.

Pour chaque type de cours d'eau n pollué depuis le lieu de propagation jusqu'à l'embouchure dans le premier lac, on distingue deux scénarios :

- « Intervention réussie »,
- « Intervention non réussie ou impossible ».

Les mêmes scénarios s'appliquent au premier lac pollué.

Plus le temps passe avant le début d'une intervention, plus la distance sur laquelle les marchandises dangereuses liquides sont transportées dans les eaux superficielles est grande (distance d'écoulement). À l'inverse, la probabilité d'une intervention réussie augmente avec le temps, c'est-à-dire avec la distance d'écoulement. Voilà pourquoi la distance d'écoulement sert de critère déterminant pour calculer les probabilités conditionnelles des scénarios.

Il est admis que l'intervention le long d'un cours d'eau peut avoir lieu partout avec la même probabilité. La distance d'écoulement correspond donc à la distance entre le lieu de l'afflux de la marchandise dangereuse dans le premier cours d'eau (lieu d'afflux) et le milieu du type de cours d'eau considéré (demi-longueur) ou l'embouchure dans le lac.

De plus, les hypothèses suivantes sont adoptées (cf. aussi Figure 3) :

- La probabilité conditionnelle p pour le scénario « Intervention réussie » est proportionnelle à la distance d'écoulement.
- Une intervention réussie est toujours possible après une distance d'écoulement maximale de 10 km dans le cas d'un lac et de 30 km dans le cas de cours d'eau, c'est-à-dire que sa probabilité est 1. La probabilité d'une intervention réussie dépend non seulement de la durée mais aussi de l'accessibilité générale des eaux et du courant. C'est pourquoi elle est environ trois fois plus élevée sur un lac que sur un cours d'eau (pente de l'alignement).
- En cas d'afflux direct de substance polluante dans un lac, une intervention est toujours possible (intersection avec les ordonnées à 0,1 ; ne se rapporte qu'à la probabilité et non à la diminution de l'ampleur des dégâts).
- La probabilité q que l'événement complémentaire « Intervention non réussie » se produise s'élève à $q = 1 - p$, p étant la probabilité de l'événement « Intervention réussie ».



Référence du dossier : 522.11

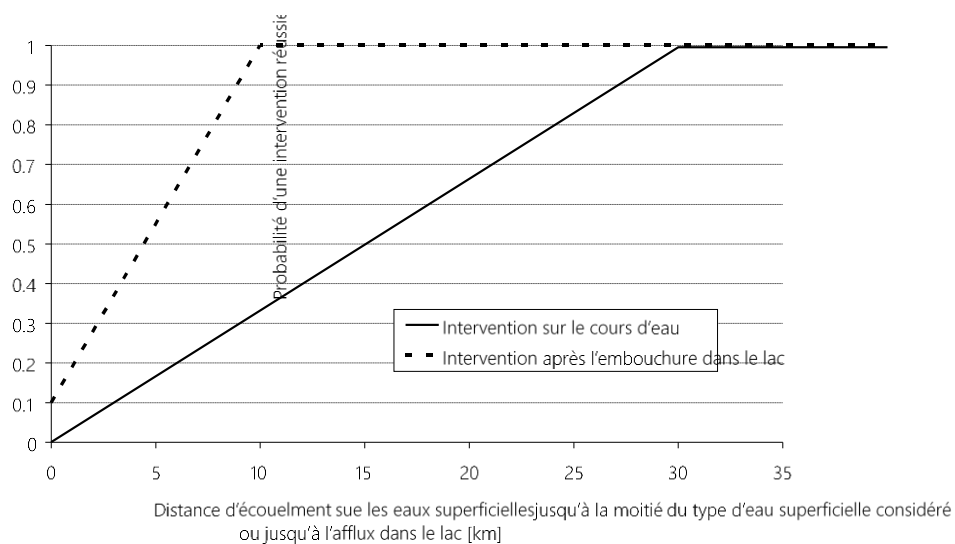


Figure 3 : *Probabilité d'une intervention réussie sur un cours d'eau ou après l'embouchure dans un lac en fonction de la distance d'écoulement.*

Le calcul de la probabilité conditionnelle p et q est illustrée à l'aide des exemples suivants :



Référence du dossier : 522.11

Exemple 1 : Le premier afflux a lieu dans un ruisseau de 3 km de long. La probabilité p que l'intervention soit réussie dans ce ruisseau est donc :

$$p = \frac{\frac{3}{2}}{30} = 0.05$$

$$p = \frac{\frac{3}{2}}{30} = 0.05$$

Le dénominateur (30) correspond à la longueur en km au bout de laquelle on admet qu'une intervention réussie présente une probabilité 1 (cf. Figure 3), le numérateur correspond à la moitié de la longueur du cours d'eaux superficielles considéré (ici 3/2 km). La probabilité q que l'intervention ne réussisse pas s'élève à $1 - p = 1 - 0,05 = 0,95$.

Exemple 2 : après 3 km, un ruisseau débouche dans une rivière de 10 km, qui elle-même débouche dans un lac. La probabilité que l'intervention réussisse sur la rivière s'élève à

$$p = \frac{3 + \frac{10}{2}}{30} = 0.27$$

Avec $q = 0,73$ l'intervention n'est pas réussie.

La probabilité que l'intervention réussisse après l'embouchure dans le lac s'élève en revanche à 1, car la distance totale d'écoulement est 13 km.

Exemple 3 : La propagation se produit à proximité immédiate d'un lac et entraîne un afflux direct dans celui-ci.

La probabilité qu'une intervention réussisse est de 10 %. Le facteur principal de réussite est un ralentissement ou une limitation de la propagation par une disposition avantageuse des rives (par exemple une baie), le vent etc.

À partir d'une propagation en demi-cercle sur le lac d'une vitesse moyenne de 0.5 m/s, au bout de 15 minutes, la surface en demi-cercle polluée atteint un rayon de près de 500 m ou une étendue de 1400 m. Lorsque la propagation atteint de telles dimensions, il est peu vraisemblable de la limiter efficacement par des mesures d'intervention.



Référence du dossier : 522.11

b) Diminution de l'ampleur des dégâts dans le cas d'une intervention réussie

La procédure de calcul de l'ampleur des dégâts se subdivise comme suit :

- détermination de la quantité de marchandises dangereuses qui affluent dans une eau superficielle avec et sans prise en compte de l'intervention (différenciation de 2 scénarios d'intervention par eau superficielle). On est en présence d'une contamination si une quantité de marchandises dangereuses > 0 afflue dans les eaux.
- détermination de l'ampleur des dégâts avec ou sans intervention réussie.

La quantité de marchandises dangereuses qui peut être retirée de l'eau par une intervention dépend des caractéristiques des eaux (accessibilité, vitesse d'écoulement, turbulence etc.). On tient compte de cet état de fait avec les hypothèses suivantes relatives à la proportion de marchandises dangereuses ξ retirées :¹³.

- Petits ruisseaux sans nom ni n° GEWISS ($n = 1$) : $\xi = 90 \%$
- Ruisseaux avec nom ou n° GEWISS ($n = 2$) : $\xi = 70 \%$
- Rivières/fleuves ($n = 3$) : $\xi = 20\%$
- Lacs : $\xi = 98\%$

Pour le scénario « intervention non réussie », on admet qu'aucune marchandise dangereuse ne peut être retirée ou retenue, c'est-à-dire que $\xi = 0$.

La **quantité de marchandises dangereuses** m_{n+1} qui, pour un scénario donné, afflue dans le (n^e+1) type d'eaux superficielles, est calculée comme suit progressivement pour toutes les valeurs de n ($n = 1, 2, 3, 4$) :

$$m_{n+1} = \text{Max}\left(m_n \cdot \left(1 - \frac{\xi_n}{100}\right) - b_n \cdot l_n \cdot \frac{f_m}{1000}, 0\right) \text{ formule [6]}$$

m_n : afflux dans le type d'eaux superficielles n ($n \geq 1$), $m_1 = m_{\text{OFG}}$ (cf. formule [3]), [kg]

n : indice de caractérisation du type d'eaux superficielles, [-]

ξ_n : proportion de marchandises dangereuses que l'on peut retirer par intervention, [%]

¹³ Les valeurs mentionnées sont des hypothèses. Pour les cours d'eau, on admet en principe qu'en règle générale, la vitesse d'écoulement augmente avec le débit. Les chances de réussite d'une intervention en sont donc réduites en proportion. On sait par expérience qu'à partir d'une vitesse d'écoulement d'env. 2 m/s, les barrages de rétention d'hydrocarbures ne fonctionnent plus, alors que ces mesures d'intervention sont très efficaces pour les petits cours d'eau.



Référence du dossier : 522.11

- b_n : largeur moyenne du type de cours d'eau ; les valeurs suivantes sont admises :
petits ruisseaux sans nom ni n° GEWISS : 2 m
ruisseaux avec nom ou n° GEWISS : 5 m
rivières/fleuves : 60 m
- l_n : longueur du type de cours d'eau conformément à l'analyse SIG, [m]
- f_m : valeur-limite conformément aux critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs (dérivés des huiles minérales : 15 g/m²), [g/m²]

La fonction Maximum « Max(.) » permet d'assurer que les valeurs ne sont jamais négatives. Si $m = 0$, cela signifie que la prochaine section de cours d'eau n'est plus concernée par une pollution et qu'il n'y a plus à considérer de réduction supplémentaire de l'ampleur des dégâts grâce à une intervention.

Enfin, l'ampleur des dégâts dans les scénarios avec intervention réussie se calcule par analogie à la formule [4] en déterminant la surface polluée d'après la quantité déversée dans le premier cours d'eau, déduction faite de toutes les quantités retirées grâce à l'intervention réussie :

$$A_{OFG} = \frac{m_{OFG} - \sum_{n \geq 1} (m_n \cdot \xi_n)}{f_m \cdot 0.001} \quad \text{formule [7]}$$

- $A_{OFG,m}$: surface polluée dans les eaux superficielles, [m²]
 m : indice de caractérisation de la substance représentative, [-]
 m_{OFG} : quantité totale de marchandises dangereuses qui pénètre dans les eaux superficielles, [kg]
 m_n : afflux dans le type d'eaux superficielles ($n \geq 1$), [kg]
 n : indice de caractérisation du type d'eaux superficielles, [-]
 ξ_n : proportion de marchandises dangereuses qui peut être retirée de l'eau grâce à une intervention, [%]
 f_m : valeur-limite conformément aux critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs, [g/m²]

Les probabilités d'une intervention réussie sont présentées à la Figure 3. À noter que l'intervention ne peut être prise en compte que là où les données SIG sur les eaux superficielles qui peuvent être polluées sont disponibles, c'est-à-dire en Suisse et dans les régions limitrophes de l'étranger. En dehors de ce périmètre, on suppose, faute des données nécessaires, qu'aucune intervention n'est possible.



Référence du dossier : 522.11

4.4 Méthodologie de l'estimation de l'ampleur des dégâts, indicateur Nappe phréatique

4.4.1 Délimitation

Captages considérés

Les critères d'exclusion suivants sont utilisés pour la sélection des captages pris en compte dans le cadre du screening :

- Seuls sont pris en compte les captages déterminants et par conséquent spécialement sensibles du point de vue de l'OPAM ou de la prévention des catastrophes pour l'alimentation en eau potable de la population. Ces captages doivent se trouver dans des zones de protection isolées légalement valables. Les captages qui servent exclusivement à l'approvisionnement de secours ne sont pas pris en compte.
- Seuls sont pris en compte les captages pour lesquels le débit¹⁴ concessionnaire s'élève à au moins 500 l/min. L'accent est donc mis sur les captages des eaux souterraines munis de systèmes de pompage. Les captages de sources ont la plupart du temps un rendement plus faible et sont donc rarement pris en compte.

Les captages situés en dehors du corridor considéré de 500 m de chaque côté du tracé ferroviaire ne sont pas pris en compte. Cette valeur correspond à des longueurs de propagation typiques, mesurées lors d'enquêtes, de panaches de pollution sur des sites contaminés. On a parfois constaté de plus grandes longueurs de propagation dans le cas de composés hydrocarbonés volatiles (HCCV) et de substances anorganiques [Stupp et Paus, 1999], [Stupp, 2002] et [Christensen et al., 1994].

Les captages situés plus de 30 m au-dessus du tronçon ferroviaire sont également ignorés. La probabilité d'une pollution du type envisagé dans la présente étude est considérée comme suffisamment faible.

Lorsque l'on calcule le débit cumulé par sous-élément (somme de tous les captages au sein d'un corridor conformément au chapitre 4.4.5), on ne considère que les captages dont la ligne de raccordement entre le centre du sous-élément et le lieu de captage ne traverse pas des eaux superficielles

¹⁴ Dans certains cantons, il existe des captages « selon l'ancien droit », dont l'exploitation ne requiert aucune concession, alors que c'est habituellement le cas aujourd'hui. Ces captages sont pris en compte dans le screening dans la mesure où ils sont importants pour l'alimentation publique en eau potable.



Référence du dossier : 522.11

classées comme rivière dans la carte nationale au 1 :25 000. Si tel est le cas, on admet qu'une propagation sur le lieu du sous-élément n'entraîne pas de pollution du captage (une pollution par infiltration venant d'eaux superficielles polluées est également exclue conformément aux explications du chapitre 4.2.1).

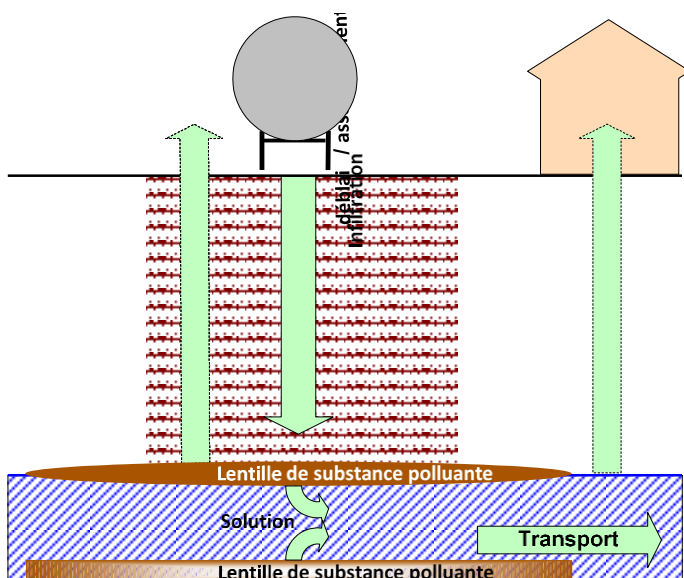
Traitement des périmètres de protection des eaux souterraines

Si des périmètres de protection des eaux souterraines se trouvent dans la largeur de corridor prescrite, ils sont enregistrés pour le screening. Mais ils ne sont pas intégrés dans la courbe cumulative, car le débit d'un éventuel futur captage n'est normalement pas connu.

4.4.2 Vue d'ensemble des processus pris en compte

Pour estimer l'ampleur des dégâts en termes de quantité d'eau potable manquante pour l'indicateur « nappe phréatique », les processus suivants sont pris en compte dans le modèle (Figure 4) :

- Infiltration ou pénétration dans le sous-sol,
- Intervention (déblai / assainissement),
- Pénétration dans la zone de saturation et processus de transport afférents, qui sont caractérisés par une distance d'effet en fonction de la direction d'écoulement de la nappe d'eau souterraine et du type de sol.





Référence du dossier : 522.11

Figure 4 : Vue d'ensemble des processus pris en compte pour déterminer l'ampleur des dégâts dans l'indicateur « nappe phréatique ».

4.4.3 Infiltration ou pénétration dans le sous-sol

La masse maximale de marchandises dangereuses qui s'infiltré dans le sol, pour chaque scénario de propagation et pour chaque section du chemin d'écoulement, et qui peut donc pénétrer dans la nappe phréatique ($m_{s,ijk}$, formule [2], chap. 4.3.4), est évaluée par le processus « infiltration du liquide qui s'écoule dans le sol ». La quantité totale d'infiltration $m_{s,tot}$ correspond à la quantité d'infiltration cumulée par scénario sur toutes les section l_{ij} du chemin d'écoulement :

$$m_{s,tot} = \sum_{i,j,k} m_{s,ijk} = \sum_{i,j,k} S_{jk} \cdot \cos^2 \alpha_i \cdot D \cdot t_{Fr} \cdot l_{ij} \cdot \rho \quad \text{formule [8]}$$

$m_{s,tot}$	quantité totale de marchandises dangereuses qui s'infiltré dans le sol sur toutes les sections l_{ij} du chemin d'écoulement, [kg]
$m_{s,ijk}$	quantité de marchandises dangereuses qui s'infiltré dans le sol par section l_{ij} du chemin d'écoulement, [kg]
S_{jk}	taux d'absorption, [l/s/m ²]
α_i	pende du terrain, [°]
D	diamètre de la flaque, correspond à la largeur l de la surface recouverte de liquide, [m]
t_{Fr}	durée de la propagation, [s]
l_{ij}	longueur d'une section du chemin d'écoulement, [m]
i	indice de caractérisation de la classe de déclivité, [-]
j	indice de caractérisation du type de sol, [-]
k	indice de caractérisation de la saturation en eau du sol, [-]
ρ	densité de la substance polluante, [kg/l]

La quantité totale d'infiltration par scénario ($m_{s,tot}$) est comparée avec la quantité de marchandises dangereuses (m_{uZ}) retenue dans la zone non saturée :

$$m_{uZ} = 1000 \cdot D \cdot L \cdot h_F \cdot R_B \cdot f_V \cdot \rho \quad \text{formule [9]}$$

m_{uZ}	quantité maximale de marchandises dangereuses qui peut être retenue dans la zone non saturée, [kg]
D	diamètre de la flaque, correspond à la largeur l de la surface recouverte de liquide, [m]
L	longueur totale de l'écoulement superficiel, hors flaque ($L = \sum l_{ij}$), [m]
h_F	profondeur du niveau piézométrique au lieu de propagation, [m]
R_B	capacité de retenue du sol, [m ³ /m ³]
f_V	facteur de correction degré de viscosité, [-]
ρ	densité de la substance polluante, [kg/l]



Référence du dossier : 522.11

Un afflux dans la zone de saturation se produit si la quantité totale infiltrée $m_{s,tot}$ est supérieure à m_{uz} . La différence (positive) correspond à la quantité m_{gZ} qui parvient directement – c'est-à-dire sans prise en compte de processus de lavage, dans la zone de saturation et représente alors un danger pour la nappe phréatique :

$$m_{gZ} = \text{Max}(m_{s,tot} - m_{uz}, 0) \text{ formule [10]}$$

m_{gZ} quantité de marchandises dangereuses qui peut pénétrer directement dans la zone de saturation, [kg]
 $m_{s,tot}$ quantité de marchandises dangereuses totale infiltrée, [kg]
 m_{uz} quantité de marchandises dangereuses qui peut être retenue dans la zone non saturée, [kg]

Pour simplifier le modèle, on admet que cette quantité parvient dans la zone de saturation directement en dessous du lieu de propagation et non pas en surface tout le long du chemin d'écoulement.

La capacité de rétention R_B du sol dépend entre autres du degré de viscosité de la substance, du taux de saturation du sous-sol, de la teneur en carbone organique, de la porosité effective ainsi que de l'existence et de l'accessibilité de surfaces de sorption. Les valeurs suivantes, considérées comme égales pour toutes les substances représentatives pour simplifier, sont fixées d'après [Eiling, 1994], [Leo, 1994] et [Mays, 1999] :

Type de sol j	Capacité de rétention R_B [m^3/m^3] pour un	
	Sol à capacité d'adsorption	Sol saturé en eau
karst	0.001	0.001
gravier/sable	0.01	0.001
sable/limon	0.03	0.001
argiles/roche	0.05	0.001

De plus, il est admis que le degré de viscosité pour toutes les substances représentatives est 1.

On admet également, aussi bien pour les substances représentatives difficilement solubles Dérivés des huiles minérales et Perchloréthylène que pour la substance représentative Épichlorhydrine, facilement soluble, que les marchandises dangereuses retenues dans le sol y restent et ne sont pas lessivées dans la zone de saturation. D'une part le lessivage est un processus de longue durée, même pour les liquides très solubles, et permet donc une intervention avec des mesures appropriées comme par exemple une évacuation de la terre polluée ou l'utilisation de processus biologiques de décomposition. D'autre part, les quantités transportées de substances facilement solubles et lessivables sont relativement faibles et ne devraient influencer les résultats que dans une mesure limitée.



Référence du dossier : 522.11

4.4.4 Processus « Intervention » (déblai / assainissement)

Des mesures d'intervention (déblayage, pompage de marchandises dangereuses liquides d'une lentille de substance polluante en formation, ou d'autres mesures) permettent de réduire la proportion de la marchandise dangereuse qui atteint la zone de saturation et peut entraîner une pollution de la nappe phréatique. L'efficacité des mesures d'intervention dépend pour l'essentiel du temps d'intervention, de l'infrastructure des équipes d'intervention, des conditions locales (accessibilité, caractéristiques du sol etc.), de la quantité de marchandises dangereuses répandues et d'éventuels événements consécutifs (par exemple incendie).

On a d'abord admis, à titre d'hypothèse générale de modélisation, que 60 % de la quantité qui pénètre dans la zone de saturation sans intervention peuvent être récupérés grâce à des actions d'intervention. Une réduction de la quantité de marchandises dangereuses qui atteint la zone de saturation n'a toutefois – au moins dans le cadre du modèle de calcul utilisé - pas d'influence sur la portée d'une pollution mais elle en réduit uniquement la durée, c'est-à-dire la durée pendant laquelle un captage est hors d'usage. Comme cette durée n'est pas prise en compte dans l'indice d'accident majeur par les critères d'évaluation [OFEV, 2010] en discussion posés ici, une réduction de la quantité de marchandises dangereuses dans la zone de saturation par suite de mesures d'intervention n'a pas d'effet sur l'ampleur des dégâts et ne doit donc pas être prise en compte.

4.4.5 Fixation de la distance d'effet

Si des marchandises dangereuses pénètrent dans la zone de saturation, on admet que les captages d'eau potable qui se trouvent dans la « distance d'effet » sont inutilisables. Deux grandeurs d'influence sont prises en compte pour calculer la distance d'effet :

1. La portée maximale d'une pollution, considérée par simplification comme identique pour toutes les substances représentatives. La quantité déversée dans la zone de saturation n'est pas prise en compte, car la concentration dans la nappe phréatique dépend notamment de la solubilité des substances et non de leur quantité.
2. L'extension du secteur d'influence du captage sur l'écoulement de l'eau souterraine en fonction de la direction d'écoulement de la nappe phréatique, de son épaisseur et du type de sol ainsi que du débit du captage (cf. aussi annexe 2).

Les bases de fixation des distances d'effet sont présentées à l'annexe 2. Les distances effectives à l'intérieur desquelles il faut s'attendre à une pollution d'un captage peuvent dépendre fortement d'aspects locaux. Ces aspects locaux ne peuvent être représentés qu'approximativement dans le cadre du screening du fait de leur complexité et d'imprécisions dans les bases disponibles. De plus, on admet



Référence du dossier : 522.11

pour simplifier que les captages qui se trouvent à plus de 500 m de la ligne ferroviaire ne sont pas concernés par un accident majeur.

Dans le cadre du présent screening environnemental, on distingue les quatre cas suivants concernant la direction d'écoulement de la nappe phréatique :

- Cas a) La nappe phréatique s'écoule du lieu de propagation en direction du captage. On part du principe que les marchandises dangereuses déversées dans la nappe phréatique sont également transportées avec l'écoulement de l'eau souterraine au-delà du secteur de captage. Ce cas est appelé « vers le captage ».
- Cas b) La nappe phréatique s'écoule du lieu de propagation non pas en direction du captage mais dans la direction opposée. Ce cas est appelé ci-après « vers le rail ».
- Cas c) La nappe phréatique s'écoule dans une direction située entre les cas a) et b). Ce cas est appelé ci-après « parallèle ».
- Cas d) La direction d'écoulement de la nappe phréatique est inconnue, auquel cas on assimile la situation au cas a).

Si un captage de l'eau potable pertinent se trouve dans la distance d'effet, il est considéré comme concerné par la pollution de la nappe phréatique au cas où des marchandises dangereuses atteignent la zone de saturation. On admet donc, au sens des critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs (projet de consultation du 2 juillet 2010), que la valeur-limite de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) est dépassée.

Indépendamment de la substance représentative et compte tenu des grandeurs d'influence mentionnées, on admet que les distances d'effet sont les suivantes (cf. Tableau 6) :

Type de sol	distance d'effet [m] en fonction de la direction d'écoulement de la nappe phréatique			
	Vers le captage	Parallèle	Vers le rail	Inconnu
Karst	500	500	500	500
Tous les autres ou inconnu	500	100	40	500

Tableau 6 : Distance d'effet en fonction de la direction d'écoulement de la nappe phréatique et du type de sol¹⁵

¹⁵ Une différenciation plus fine de la distance d'action par type de sol (différenciation entre gravier/sable, sable/limon et argiles/roche) ne ferait pas de sens dans la pratique, car la perméabilité du sol est en règle générale bonne dans le secteur d'influence des captages (type de sol gravier/sable) et parce que la résolution des données SIG disponibles sur les types de sol est plutôt faible. On ne fait donc de distinction qu'entre sous-sol karstique et tous les autres types de sol.



Référence du dossier : 522.11

L'attribution du type de sol se fonde sur la carte géotechnique simplifiée (base : 1 :200 000, exactitude 200 m)¹⁶.

L'ampleur des dégâts pour l'indicateur « nappe phréatique » s'exprime en « quantité d'eau potable captée inutilisable (l/min) ». Le débit inutilisable correspond au débit cumulé de l'eau potable perdue du captage situé dans la distance d'effet. En d'autres termes, si plusieurs captages sont concernés par une propagation, leurs débits et donc les dégâts sont cumulés.

4.4.6 Calcul de l'indice d'accident majeur

L'indice d'accident majeur est déterminé à partir des débits cumulés F inutilisables des captages pollués, c'est-à-dire situés dans la distance d'effet conformément aux prescriptions de [OFEV, 2010]. On applique pour ce faire la formule suivante :

$$\text{Indice accident majeur} = 0.3 \cdot \left(\frac{\log \frac{F}{2500}}{\log(5)} + 1 \right) \dots\dots\dots(\text{formule 11})$$

Le débit F est exprimé en litres par minute. Pour F=2500 [l/Min], l'indice d'accident majeur est 0,3, pour F=12 500 [l/Min] 0,6.

¹⁶ Source: OFS GEOSTAT, maître des données : OFEV. données de 1963 à 1967 (numérisées en 1990).



Référence du dossier : 522.11

5 Discussion finale

La méthodologie exposée ici permet de calculer et de présenter les risques à l'aide de l'application informatique « TMD 2.1 » pour les indicateurs d'accident « eaux superficielles » et « nappe phréatique » sous forme de courbes cumulatives pour des sections sélectionnées du réseau de screening étudié. Elle est conforme aux prescriptions de l'ordonnance sur les accidents majeurs ainsi qu'aux critères d'évaluation en discussion [OFEV, 2010].

La méthodologie de calcul des risques environnementaux contient par nature des imprécisions considérables, notamment en ce qui concerne les principaux aspects suivants en matière d'estimation de l'ampleur des dégâts :

1. Calcul de la quantité déversée de marchandises dangereuses conformément aux scénarios de propagation prescrits au chapitre 3 (caractérisée par la substance représentative, le lieu de propagation, la quantité et la durée).
2. L'agrégation des quantités de substances par substance représentative, des paramètres du sol, de l'infrastructure ferroviaire etc. n'est saisie qu'une fois et ne peut pas être prise en compte de manière différenciée pour la nappe phréatique et pour les eaux superficielles. Cela entraîne parfois des hypothèses conservatrices pour un bien à protéger (par exemple « pas d'évacuation des eaux »).
3. Prise en compte de mesures d'intervention possibles afin de réduire la pollution des eaux superficielles, notamment pour la substance représentative Dérivés des huiles minérales (pour les autres substances représentatives, il n'est plus guère possible d'agir efficacement pour réduire l'ampleur des dégâts après un déversement dans les eaux superficielles).
4. Aucune prise en compte de chambre de vannes de secours disponible.
5. Quantité déversée de marchandises dangereuses dans la zone de saturation avec nappe phréatique et portée possible d'une pollution de captages ou de sources qui servent à l'alimentation en eau potable publique et sont par conséquent – au moins pour le moment – inutilisables (à la rigueur en tenant compte des mesures d'intervention possibles).

Grâce à des analyses approfondies, à des données supplémentaires obtenues (par exemple captages mis en danger à de plus grandes distances dans un sous-sol karstique) et/ou à une évaluation sur place (par exemple influence de la topographie locale sur les chemins d'écoulement des liquides répandus), on peut souvent corriger les imprécisions dues au modèle dans les paramètres ci-dessus ou les erreurs d'estimation. Un atout de la méthodologie de screening ou de l'application TMD 2.1 est



Référence du dossier : 522.11

que l'on peut intégrer au modèle les résultats de ces analyses supplémentaires sous forme de grandeurs d'influence importantes afin d'obtenir une évaluation des risques consolidée. Conformément aux points ci-dessus, il s'agit notamment des grandeurs d'influence suivantes, pertinentes pour les risques :

- quantité de marchandises dangereuses déversée dans une eau superficielle pour chaque scénario de propagation
- quantité d'eau potable cumulée de captages ou de sources qui peut être polluée en cas d'afflux de marchandises dangereuses dans la zone de saturation, suivant la direction d'écoulement de la nappe phréatique.

Le screening des risques environnementaux est un auxiliaire approprié pour assurer le suivi des risques environnementaux, identifier les sections à étude de risque obligatoire et, au besoin, obtenir pour celles-ci des résultats d'analyses approfondies au sujet des grandeurs centrales d'influence sur les risques. L'interprétation des résultats doit toujours tenir compte de la qualité ou de l'imprécision des principales grandeurs d'influence. Ainsi, le screening des risques environnementaux et l'outil TMD 2.1 forment un instrument précieux d'exécution systématique de l'OPAM pour les lignes ferroviaires.



Référence du dossier : 522.11

6 Bibliographie

- [AGW, 1986] Amt für Gewässerschutz und Wasserbau Kanton Zürich. « Die Grundwasservorkommen im Kanton Zürich. » Kümmerly & Frey AG, Bern, 1986
- [OFROU, 2006] Office fédéral des routes OFROU « Mise en œuvre de l'ordonnance sur les accidents majeurs sur les routes nationales – méthodologie des risques environnementaux », 2006
- [B&H, 2002] Baudirektion Kanton Zürich, AWEL, Modell zur Abschätzung der Grundwasserbelastung bei Störfällen, Basler & Hofmann, Zürich, 2002
- [OFEV, 2010] OFEV, critères d'évaluation de l'ordonnance sur les accidents majeurs, aide à l'exécution pour les entreprises, les voies de communication et les conduites, projet de consultation, Version du 02.07.2010
- [OFT, 2013] OFT, Documentation de base Screening des risques pour la population 2011, Ernst Basler + Partner, février 2013
- [OFT, 2015] Risques inhérents au transport de marchandises dangereuses par le rail, Screening des risques environnementaux 2014 sur l'ensemble du réseau, rapport sur les résultats
Ernst Basler + Partner, février 2015
- [BK II, 2001] OFEV, anc. OFEFP, critères d'appréciation II pour l'ordonnance sur les accidents majeurs OPAM, juillet 2001
- [Carbura, 1992] Carbura ; Rahmenbericht über Stehtankanlagen für flüssige Brenn- und Treibstoffe im Hinblick auf die Störfallvorsorge, SKS Ingenieure AG, Zürich, 1992
- [Christensen et al., 1994] Christensen, J.B., P. Kjeldsen, H.-J- Albrechtsen, G. Heron, P.H. Nielsen, P.L. Bjerg et P.E. Holm. "Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers." Environmental Science & Technology, 24 (2), 1994
- [de Marsily, 1986] de Marsily G. "Quantitative Hydrogeology." Academic Press Inc., San Diego, 1986
- [DVWK, 1989] DVWK. Stofftransport im Grundwasser. DVWK Schriften 83, Paul Parey Verlag, Hamburg et Berlin, 1989



Référence du dossier : 522.11

- [E&B, 2002] OFT/SBB, Vollzug Störfallverordnung bei den Eisenbahnen, Umsetzung bei Rangierbahnhöfen der SBB, Methodikbericht, Emch und Berger, 2002
- [EBP, 1998] Unterarbeitsgruppe « Beurteilungskriterien Verkehrswege » ; Pilotrisikoanalyse für den Transport gefährlicher Güter, Fallbeispiel Bahn, Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 1998
- [EBP, 2004] Bundesamt für Betriebe des Heeres, Bestimmung des Schadenindicators "Grundwasser " bei Mineralölfreisetzungen - Grundlagenbericht gemäss " Beurteilungskriterien I zur Störfallverordnung StFV", vertraulich, Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 2004
- [EBP, 2007] CFF, BLS SA, OFT, OFEV, Risques pour la population liés au transport ferroviaire de marchandises dangereuses - Estimation actualisée des risques 2014 sur l'ensemble du réseau (Screening 2006), Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 2007
- [ECB, 2000] European Commission, European Chemicals Bureau, ICLUID-Datasets, 2000
- [Eiling, 1994] Eiling R. et R.H. Lilie. "Chemiewehr-Handbuch." K.O. Storck Verlag, Hamburg, 1994
- [FAL 35, 2000] Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau ; Schriftenreihe FAL35, GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich, Zürich-Reckenholz, 2000
- [OSEC, 1995] Ordonnance du DFI du 26 juin 1995 sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (ordonnance sur les substances étrangères et les composants, OSEC), état d'octobre 2006
- [Grombach, 1993] Grombach P., K. Haberer, G. Merkl et E.U. Trüeb : "Handbuch der Wasserversorgungstechnik." R. Oldenbourg Verlag GmbH, München, 1993
- [Gujer, 1995] Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft ; Skript "Siedlungsentwässerung", Willi Gujer, ETH Zürich, 1995
- [Kinzelbach, 1998] Kinzelbach W. et F. Stauffer. "Grundwasserhydraulik I." ETH Zürich, Inst.



Référence du dossier : 522.11

für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, 1998

- [Leo, 1994] Leo R. et R.H. Lilie. "Ölwehr-Handbuch." K.O. Storck Verlag, Hamburg, 1994
- [Mays, 1999] Mays L.W.. "Hydraulic Design Handbook." McGraw-Hill, 1999
- [MERCK, 2006] MERCK Data Sheets, 2006
- [Mutschmann, 1995] Mutschmann J. et F. Stimmelmayer. "Taschenbuch der Wasserversorgung." Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co., Stuttgart, 1995
- [Rauber, 1998] Rauber, M., F. Stauffer, P. Huggenberger et T. Dracos. "Remediation well efficiency : Numerical experiments using a conditioned/unconditioned stochastic facies type approach." Water Resources Research, 34 (9), 2225-2233, 1998
- [Stupp, 2002] Stupp ; D.. "Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern." Altlasten Spektrum 3/2002, S. 129-139
- [Stupp et Paus, 1999] Stupp, D. et L. Paus. "Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von Monitored Natural Attenuation (MNA)." Terra Tech 5, 1999
- [UBA, 1985] Umweltbundesamt. "Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz," 1985
- [WHO, 2004] World Health Organisation WHO : Guidelines for Drinking-water Quality, 3. Edition, Volume 1, Recommendations, 2004
- [ZH UP, 1996] Zürcher Umweltpraxis. "Infiltration von Regenabwasser auf der Liegenschaft," 1996



Référence du dossier : 522.11

Annexe 1 : Substances représentatives et facteurs de pondération

Les substances attribuées aux trois substances représentatives sont énumérées ci-après avec leur numéro ONU, leur nom, leur classe de marchandises dangereuses, leur classe de mise en danger des eaux (CMDE), et leur facteur de pondération conformément aux indications du chapitre 2.



Référence du dossier : 522.11

Substance représentative et facteur de pondération par numéro ONU

Substances attribuées à la substance représentative Dérivés des huiles minérales



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1088	ACETAL	3	2	0.25
1105	PENTANOLE	3	2	0.25
1107	Amylchloride	3	2	0.25
1111	Amylmercaptane	3	2	0.25
1123	BUTYLACETATE	3	1	0.0625
1130	KAMPFERÖL	3	2	0.25
1133	KLEBSTOFFE, mit entzündbarem flüssigem Stoff	3	2	0.25
1158	DIISOPROPYLAMIN	3	2	0.25
1164	Dimethylsulfid	3	2	0.25
1173	ETHYLACETAT	3	1	0.0625
1175	ETHYLBENZEN	3	2	0.25
1177	Ethylbutylacetat	3	2	0.25
1178	2-ETHYLBUTYRALDEHYD	3	2	0.25
1193	ETHYLMETHYLKETON	3	1	0.0625
1195	Ethylpropionat	3	1	0.0625
1201	FUSELÖL	3	2	0.25
1202	DIESELKRAFTSTOFF	3	2	0.25
1203	BENZIN	3	3	1
1207	HEXALDEHYD	3	1	0.0625
1208	HEXANE	3	2	0.25
1210	DRUCKFARBE, entzündbar	3	2	0.25
1216	Isocotene	3	2	0.25
1223	KEROSIN	3	2	0.25
1237	Methylbutyrat	3	2	0.25
1249	Methylpropylketon	3	2	0.25
1266	PARFUMERIEERZEUGNISSE, mit entzündbaren Lösungsmitteln	3	2	0.25
1267	Roherdöl	3	2	0.25
1268	ERDÖLDESTILLATE, N.A.G.	3	2	0.25
1294	TOLUEN	3	2	0.25
1300	TERPENTINÖLERSATZ	3	2	0.25
1301	VINYLCETAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1307	XYLENE	3	2	0.25
1550	Antimonlaktat	6.1	2	0.25
1600	Dinitrotoluene, geschmolzen	6.1	2	0.25
1647	METHYLBROMID UND ETHYLENDIBROMID, MISCHUNG, FLÜSSIG	6.1	2	0.25
1724	Allyltrichlorsilan, stabilisiert	8	2	0.25
1793	Isopropylphosphat	8	2	0.25
1851	MEDIKAMENT, FLÜSSIG, GIFTIG, N.A.G.	6.1	2	0.25
1863	DÜSENKRAFTSTOFF	3	1	0.0625
1902	DIISOCTYLPHOSPHAT	8	2	0.25
1917	ETHYLACRYLAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1918	ISOPROPYLBENZEN	3	1	0.0625
1919	METHYLACRYLAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1993	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	3	1	0.0625
2046	Cymene	3	2	0.25
2055	STYREN, MONOMER, STABILISIERT	3	2	0.25
2058	VALERALDEHYD	3	2	0.25
2252	1,2-DIMETHOXYETHAN	3	2	0.25
2273	2-Ethylanilin	6.1	2	0.25
2275	2-Ethylbutanol	3	2	0.25
2277	Ethylmethacrylat	3	2	0.25
2294	N-METHYLANILIN	6.1	3	1
2300	2-METHYL-5-ETHYLPYRIDIN	6.1	2	0.25
2305	Nitrobenzonsulfonsäure	8	2	0.25



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2306	Nitrobenzotrifluoride, flüssig oder fest	6.1	2	0.25
2323	Triethylphosphit	3	1	0.0625
2330	Undecan	3	3	1
2348	BUTYLACRYLATE, STABILISIERT	3	1	0.0625
2351	Butylnitrit	3	2	0.25
2356	2-CHLORPROPAN	3	2	0.25
2363	ETHYLMERCAPTAN	3	3	1
2368	α -Pinen	3	1	0.0625
2385	Ethylisobutyrate	3	2	0.25
2388	Fluortoluene	3	2	0.25
2400	METHYLISSOVALERAT	3	2	0.25
2402	Propanthiole	3	2	0.25
2435	Ethylphenyldichlorsilan	8	2	0.25
2460	2-Methylbut-2-en	3	2	0.25
2541	TERPINOLEN	3	2	0.25
2542	TRIBUTYLAMIN	6.1	2	0.25
2560	2-Methylpentan-2-ol	3	2	0.25
2610	Triallylamin	3	2	0.25
2617	Methylcyclohexanole, entzündbar	3	1	0.0625
2619	BENZYLDIMETHYLAMIN	8	3	1
2620	Amylbutyrate	3	2	0.25
2709	Butylbenzene	3	2	0.25
2738	N-Butylanilin	6.1	2	0.25
2741	Bariumhypochlorit mit mehr als 22 % aktivem Chlor	5.1	2	0.25
2784	Organophosphor-Pestizid, flüssig, entzündbar, giftig, Flammpunkt unter 23 °C	3	2	0.25
2826	Ethylchlorthioformiat	8	2	0.25
2829	CAPRONSAURE	8	2	0.25
2845	Pyrophorer organischer flüssiger Stoff	4.2	2	0.25
2851	Bordifluoridhydrat	8	2	0.25
2924	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	3	2	0.25
2927	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	6.1	3	1
2929	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	3	1
2934	Isopropyl-2-chlorpropionat	3	2	0.25
2994	Arsenhaltiges Pestizid, flüssig, giftig	6.1	2	0.25
3009	Kupferhaltiges Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3015	Bipyridilium-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3020	ORGANOZINN-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	2	0.25
3025	Cumarin-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3056	n-HEPTALDEHYD	3	1	0.0625
3073	Vinylpyridine, stabilisiert	6.1	2	0.25
3079	Methacrylnitril, stabilisiert	3	1	0.0625
3082	UMWELTGEFÄHRDENDER STOFF, FLÜSSIG, N.A.G.	9	3	1
3098	ENTZÜNDEND (OXIDIEREND) WIRKENDER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	5.1	2	0.25
3099	Entzündend (oxidierend) wirkender, flüssiger Stoff, giftig	5.1	2	0.25
3101	Organisches Peroxid, Typ B, flüssig	5.2	2	0.25
3103	ORGANISCHES PEROXID TYP C, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3107	ORGANISCHES PEROXID TYP E, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3109	ORGANISCHES PEROXID TYP F, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3122	Giftiger, flüssiger Stoff, entzündend (oxidierend) wirkend	6.1	2	0.25
3139	Entzündend (oxidierend) wirkender flüssiger Stoff	5.1	2	0.25
3183	Selbsterhitzungsfähiger, organischer, flüssiger Stoff	4.2	2	0.25
3243	Feste Stoffe mit giftigem, flüssigem Stoff	6.1	2	0.25
3265	ÄTZENDER SAURER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3289	GIFTIGER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	6.1	2	0.25
3351	Pyrethroid-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3357	Nitroglycerol, Gemisch, desensibilisiert, flüssig, mit höchstens 30 Masse-% Nitroglycerol	3	2	0.25



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
3379	Desensibilisierter Explosivstoff, flüssig	3	2	0.25
3384	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, entzündbar, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m3 und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC50	6.1	2	0.25
3398	Metallorganischer Stoff, mit Wasser reagierend, flüssig	4.3	2	0.25
3420	Bortrifluorid-Propionsäure-Komplex, fest, flüssig oder geschmolzen	8	2	0.25
3427	para-Chlorbenzylchlorid, flüssig, fest oder geschmolzen	6.1	2	0.25
3440	Selenverbindung, nicht anderweitig genannt, flüssig, sehr giftig	6.1	2	0.25
3459	Nitrobrombenzole, Isomergemisch, fest oder geschmolzen	6.1	2	0.25
3466	Metallcarbonyle, fest oder geschmolzen, giftig	6.1	2	0.25
3469	Farbe, entzündbar Flammpunkt: 60 °C, ätzend	3	2	0.25
3470	Farbe, ätzend	8	2	0.25

Substances attribuées à la substance représentative Épichlorhydrine

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1089	ACETALDEHYD	3	1	0.0625
1093	ACRYLNITRIL, STABILISIERT	3	3	1
1154	DIETHYLAMIN	3	2	0.25
1165	DIOXAN	3	2	0.25
1188	ETHYLENGLYCOLMONOMETHYLETHER	3	2	0.25
1197	EXTRAKTE, GESCHMACKSTOFFE, FLÜSSIG	3	2	0.25
1198	Formaldehyd, Lösung, entzündbar	3	2	0.25
1199	FURALDEHYDE	6.1	2	0.25
1204	Nitroglycerol, Lösung in Alkohol mit höchstens 1 % Nitroglycerol	3	2	0.25
1219	ISOPROPANOL	3	1	0.0625
1230	METHANOL	3	1	0.0625
1239	Methylchlormethylether	6.1	2	0.25
1244	Methylhydrazin	6.1	2	0.25
1248	Methylpropionat	3	2	0.25
1250	Methyltrichlorsilan	3	2	0.25
1261	Nitromethan	3	2	0.25
1277	Propylamin	3	1	0.0625
1280	PROPYLENOXID	3	2	0.25
1282	PYRDIN	3	2	0.25
1298	TRIMETHYLCHLORSILAN	3	1	0.0625
1306	HOLZSCHUTZMITTEL, FLÜSSIG	3	3	1
1411	Lithiumaluminiumhydrid in Ether	4.3	2	0.25
1541	ACETONCYANHYDRIN, STABILISIERT	6.1	3	1
1556	Arsenverbindung, flüssig, anorganisch einschließlich Arsenate, Arsenite und Arsensulfide	6.1	2	0.25
1560	Arsen(III)-chlorid	6.1	2	0.25
1594	Diethylsulfat	6.1	3	1
1595	DIMETHYLSULFAT	6.1	2	0.25
1614	Cyanwasserstoff, stabilisiert, mit weniger als 3 % Wasser und aufgesaugt durch eine inerte, poröse Masse	6.1	2	0.25
1648	ACETONITRIL	3	2	0.25
1716	Acetylbromid	8	1	0.0625
1717	ACETYLCHLORID	3	2	0.25
1739	Benzylchlorformiat	8	2	0.25
1754	CHLORSULFONSÄURE mit oder ohne Schwefeltrioxid	8	2	0.25



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1761	Kupferethylendiamin, Lösung	8	2	0.25
1765	Dichloracetylchlorid	8	2	0.25
1769	Diphenyldichlorsilan	8	2	0.25
1779	AMEISENSÄURE	8	1	0.0625
1783	HEXAMETHYLENDIAMIN, LÖSUNG	8	2	0.25
1786	Fluorwasserstoffsäure und Schwefelsäure, Mischung	8	2	0.25
1789	CHLORWASSERSTOFFSÄURE	8	1	0.0625
1790	FLUORWASSERSTOFFSÄURE	8	3	1
1791	HYPOCHLORITLÖSUNG	8	2	0.25
1796	NITRIERSÄUREMISCHUNG, mit 50 % Salpetersäure	8	2	0.25
1800	Octadecyltrichlorsilan	8	2	0.25
1801	Octyltrichlorsilan	8	2	0.25
1802	Perchlorsäure mit höchstens 50 Masse-% Säure	8	2	0.25
1808	Phosphortribromid	8	1	0.0625
1809	PHOSPHORTRICHLORID	6.1	1	0.0625
1814	KALIUMHYDROXIDLÖSUNG	8	1	0.0625
1816	Propyltrichlorsilan	8	2	0.25
1824	NATRIUMHYDROXIDLÖSUNG	8	1	0.0625
1827	ZINNTETRACHLORID, WASSERFREI	8	1	0.0625
1829	SCHWEFELTRIOXID, STABILISIERT	8	2	0.25
1830	SCHWEFELSÄURE mit mehr als 51 % Säure	8	2	0.25
1831	SCHWEFELSÄURE, RAUCHEND	8	2	0.25
1832	SCHWEFELSÄURE, GEBRAUCHT	8	2	0.25
1834	SULFURYLCHLORID	8	1	0.0625
1836	THIONYLCHLORID	8	1	0.0625
1837	THIOPHOSPHORYLCHLORID	8	2	0.25
1838	TITANIUMTETRACHLORID	8	3	1
1873	Perchlorsäure, mit mehr als 50 Masse-%, aber höchstens 72 Masse-% Säure	5.1	2	0.25
1915	CYCLOHEXANON	3	1	0.0625
1922	PYRROLIDIN	3	1	0.0625
1935	CYANID, LÖSUNG, N.A.G.	6.1	3	1
1940	Thioglycolsäure	8	1	0.0625
1992	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, GIFTIG, N.A.G.	3	2	0.25
2023	EPICHLORHYDRIN	6.1	3	1
2030	HYDRAZIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit mindestens 37 Masse-%, aber höchstens 64 Masse-% Hydrazin	8	2	0.25
2031	SALPETERSÄURE, andere als rotrauchende	8	2	0.25
2047	DICHLORPROPENE	3	2	0.25
2054	MORPHOLIN	8	2	0.25
2056	TETRAHYDROFURAN	3	1	0.0625
2078	TOLUYLENDIISOCYANAT	6.1	2	0.25
2205	ADIPONITRIL	6.1	1	0.0625
2209	FORMALDEHYDLÖSUNG mit 25 % Formaldehyd	8	2	0.25
2218	ACRYLSÄURE, STABILISIERT	8	2	0.25
2258	1,2-PROPYLENDIAMIN	8	1	0.0625
2259	TRIETHYLENTETRAMIN	8	2	0.25
2265	N,N-DIMETHYLFORMAMID	3	1	0.0625
2269	3,3'-IMINOBISPROPYLAMIN	8	2	0.25
2270	ETHYLAMIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit mindestens 50 Masse-% und höchstens 70 Masse-% Ethylamin	3	1	0.0625
2312	PHENOL, GESCHMOLZEN	6.1	2	0.25
2313	PICOLINE	3	2	0.25
2327	TRIMETHYLHEXAMETHYLENDIAMINE	8	2	0.25
2334	Allylamin	6.1	2	0.25
2357	CYCLOHEXYLAMIN	8	1	0.0625
2359	Diallylamin	3	2	0.25
2374	3,3-DIETHOXYPROPEN	3	2	0.25
2398	METHYL-tert-BUTYLETHER	3	1	0.0625



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2401	PIPERIDIN	8	2	0.25
2426	Ammoniumnitrat, flüssig, heiße konzentrierte Lösung mit einer Konzentration von mehr als 80 %, aber höchstens 93 %	5.1	1	0.0625
2428	NATRIUMCHLORAT, WÄSSERIGE LÖSUNG	5.1	2	0.25
2438	TRIMETHYLACETYLCHLORID	6.1	1	0.0625
2485	n-BUTYLISOCYANAT	6.1	2	0.25
2513	Bromacetyl bromid	8	2	0.25
2522	2-DIMETHYLAMINOETHYLMETHACRYLAT	6.1	1	0.0625
2564	Trichloressigsäure, Lösung	8	2	0.25
2572	Phenylhydrazin	6.1	2	0.25
2606	METHYLORTHOSILICAT	6.1	1	0.0625
2611	1-Chlorpropan-2-ol	6.1	2	0.25
2668	Chloracetonitril	6.1	3	1
2672	AMMONIAKLÖSUNG in Wasser, relative Dichtezwischen 0,88 und 0,957 bei 15 °C, mit mehr als %, aber höchstens 35 % Ammoniak	8	2	0.25
2685	N,N-DIETHYLETHYLENDIAMIN	8	1	0.0625
2689	Glycerol-alpha-monochlorhydrin	6.1	2	0.25
2692	Bortribromid	8	2	0.25
2735	AMINE, FLÜSSIG, ÄTZEND, N.A.G.	8	1	0.0625
2742	Chlorformiate, giftig, ätzend, entzündbar	6.1	2	0.25
2743	n-Butylchlorformiat	6.1	2	0.25
2746	PHENYLCHLORFORMIAT	6.1	2	0.25
2789	EISSESSIG	8	1	0.0625
2790	ESSIGSÄURE, LÖSUNG	8	2	0.25
2796	BATTERIEFLÜSSIGKEIT, SAUER	8	2	0.25
2810	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	6.1	2	0.25
2849	3-Chlorpropan-1-ol	6.1	2	0.25
2902	PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, N.A.G.	6.1	3	1
2903	PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G., mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	3	1
2922	ÄTZENDER FLÜSSIGER STOFF, GIFTIG, N.A.G.	8	2	0.25
2936	Thiomilchsäure	6.1	1	0.0625
2966	THIOGLYCOL	6.1	2	0.25
2987	CHLORSILANE, ÄTZEND, N.A.G.	8	2	0.25
3006	Thiocarbamid-Pestizid, flüssig, giftig	6.1	2	0.25
3017	ORGANOPHOSPHOR-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3022	1,2-BUTYLENOXID, STABILISIERT	3	2	0.25
3064	NITROGLYCEROL, LÖSUNG IN ALKOHOL mit mehr als 1 %, aber höchstens 5 % Nitroglycerol	3	2	0.25
3080	ISOCYANAT, LÖSUNG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	2	0.25
3092	1-METHOXY-2-PROPANOL	3	1	0.0625
3105	ORGANISCHES PEROXID TYP D, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3210	CHLORATE, ANORGANISCHE, WÄSSERIGE LÖSUNG, N.A.G.	5.1	2	0.25
3214	Permanganate, anorganische, wässrige Lösung	5.1	2	0.25
3219	NITRITE, ANORGANISCHE, WÄSSERIGE LÖSUNG, N.A.G.	5.1	2	0.25
3264	ÄTZENDER SAURER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3266	ÄTZENDER BASISCHER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3267	ÄTZENDER BASISCHER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3271	ETHER, N.A.G.	3	2	0.25
3275	NITRILE, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	2	0.25
3287	GIFTIGER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	6.1	2	0.25
3293	HYDRAZIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit höchstens 37 Masse-% Hydrazin	6.1	2	0.25
3302	2-DIMETHYLAMINOETHYLACRYLAT	6.1	2	0.25
3382	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, organisch, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m ³ und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC50	6.1	2	0.25



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umwelt Risiken
3383	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, entzündbar, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 200 ml/m ³ und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 500 LC50	6.1	2	0.25
3390	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, ätzend, organisch, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m ³ und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC50	6.1	2	0.25
3399	Metallorganischer Stoff, mit Wasser reagierend, entzündbar, flüssig	4.3	2	0.25
3408	Bleiperchlorat, entzündend/oxidierend wirkend, wässrige Lösung	5.1	2	0.25
3410	4-Chlor-ortho-toluidinhydrochlorid, wässrige Lösung	6.1	2	0.25
3412	Ameisensäure	8	1	0.0625
3414	Natriumcyanid, giftig, wässrige Lösung	6.1	3	1
3415	Natriumfluorid, wässrige Lösung	6.1	1	0.0625
3418	2,4-Toluylendiamin, als Lösung, flüssig	6.1	2	0.25
3421	Kaliumbifluorid, wässrige Lösung mit höchstens 28 % Kaliumbifluorid	8	2	0.25
3426	Acrylamid, wässrige Lösung, stabilisiert	6.1	3	1
3430	Xylenol, Isomerenmischung, flüssig	6.1	3	1
3463	Propionsäure	8	1	0.0625

Substances attribuées à la substance représentative Perchloréthylène

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umwelt Risiken
1099	ALLYLBROMID	3	2	0.25
1134	CHLORBENZEN	3	3	1
1139	SCHUTZANSTRICH-LÖSUNG (einschließlich zu Industrie- oder anderen Zwecken verwendete Oberflächenbehandlungen oder Beschichtungen, wie Zwischenbeschichtung für Fahrzeugkarosserien, für Fässer)	3	3	1
1169	EXTRAKTE, AROMATISCH, FLÜSSIG	3	3	1
1184	ETHYLENDICHLORID	3	3	1
1259	Nickeltetracarbonyl	6.1	2	0.25
1263	FARBE (einschließlich Farbe, Lack, Emaille, Beize, Schellack, Firnis, Politur, flüssiger Füllstoff und flüssige	3	1	0.0625
1279	1,2-DICHLORPROPAN	3	3	1
1545	Allylthiocyanat, stabilisiert	6.1	3	1
1547	ANILIN	6.1	2	0.25
1578	Chlornitrobenzene, flüssig oder fest	6.1	2	0.25
1580	CHLORPIKRIN	6.1	2	0.25
1593	DICHLORMETHAN	6.1	2	0.25
1662	Nitrobenzol	6.1	2	0.25
1702	1,1,2,2-Tetrachlorethan	6.1	2	0.25
1710	TRICHLORETHYLEN	6.1	3	1
1752	CHLORACETYLCHLORID	6.1	3	1
1846	TETRACHLORKOHLLENSTOFF	6.1	3	1
1865	n-PROPYLNITRAT	3	2	0.25
1866	HARZ-LÖSUNG, entzündbar	3	1	0.0625
1888	CHLOROFORM	6.1	3	1
1897	TETRACHLORETHYLEN	6.1	3	1
1916	2,2'-DICHLORDIETHYLETHER	6.1	2	0.25
2019	CHLORANILINE, FLÜSSIG	6.1	3	1
2224	BENZONITRIL	6.1	3	1
2295	METHYLCHLORACETAT	6.1	3	1
2299	METHYLDICHLORACETAT	6.1	2	0.25
2311	PHENETIDINE	6.1	1	0.0625
2319	TERPENKOHLENWASSERSTOFFE, N.A.G.	3	3	1



Référence du dossier : 522.11

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2337	PHENYLMERCAPTAN	6.1	3	1
2338	BENZOTRIFLUORID	3	2	0.25
2340	2-BROMMETHYLETHYLETHER	3	2	0.25
2342	Brommethylpropan	3	2	0.25
2381	DIMETHYLDISULFID	3	3	1
2414	Thiophen	3	3	1
2470	PHENYLACETONITRIL, FLÜSSIG	6.1	2	0.25
2504	Tetrabromethan	6.1	2	0.25
2604	BORTRIFLUORIDIETHYLETHERAT	8	3	1
2643	METHYLBROMACETAT	6.1	2	0.25
2644	Methyliodid	6.1	2	0.25
2656	CHINOLIN	6.1	2	0.25
2664	DIBROMMETHAN	6.1	3	1
2785	Thiapentan-4-al	6.1	2	0.25
2788	ORGANISCHE ZINNVERBINDUNG, FLÜSSIG, N.A.G.	6.1	2	0.25
2809	QUECKSILBER	8	3	1
2920	ÄTZENDER FLÜSSIGER STOFF, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	8	3	1
2935	Ethyl-2-chlorpropionat	3	2	0.25
2937	alpha-Methylbenzylalkohol	6.1	2	0.25
3018	ORGANOPHOSPHOR-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	3	1
3145	ALKYLPHENOLE, FLÜSSIG, N.A.G. (einschließlich C2-C12-Homologe)	8	3	1
3276	NITRILE, GIFTIG, N.A.G.	6.1	3	1
3352	PYRETHROID-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	3	1
3429	Chlortoluidin, Isomerenmischung, flüssig	6.1	2	0.25
3450	Diphenylchlorarsin, fest, flüssig oder geschmolzen	6.1	2	0.25



Référence du dossier : 522.11

Annexe 2 : portée d'une pollution et secteur d'influence d'un captage

Portée d'une pollution (distance d'effet)

Un afflux de marchandises dangereuses liquides dans la zone de saturation n'entraîne pas obligatoirement dans chaque cas une nuisance aux captages des eaux souterraines des environs. Du fait de processus biologiques, chimiques ou physiques, la concentration initiale d'une substance polluante (concentration dans la nappe phréatique après solution de la lentille de substance polluante) peut diminuer pendant l'écoulement jusqu'à un niveau non traçable ou en dessous des valeurs-limites prescrites par la loi, avant que le panache de pollution n'atteigne les captages.

La portée maximale de la pollution x_{\max} (distance d'effet) dépend de la substance représentative et peut se calculer comme suit en fonction de la solubilité et de la valeur d'évaluation pour l'eau potable [EBP, 2004] :

$$x_{\max} = \frac{k \cdot J}{\phi \cdot R} \cdot \frac{1}{k_c} \cdot \ln \left(\frac{c_0}{c_{\text{grenz}}} \right) \text{ formule [12]}$$

- x_{\max} : distance d'effet maximale, [m]
 k : perméabilité de l'aquifère, [m/s]
 J : pente hydraulique, [-]
 Φ : porosité effective, [-]
 R : facteur de retard, [-]
 k_c : constante de réaction de 1^{er} ordre pour la décomposition microbienne, [1/s]
 c_0 : solubilité de la substance polluante dans l'eau, [g/m³]
 c_{grenz} : valeur d'évaluation de l'eau potable, [g/m³]

Une éventuelle dilution de la substance polluante pendant l'écoulement est négligeable ici.

Les grandeurs d'influence déterminantes pour le calcul de la distance d'effet x_{\max} sont les propriétés de substance (solubilité et concentration maximale autorisée dans l'eau potable), la sorption (rendue par un facteur de retard dans le modèle), le taux de décomposition microbienne ainsi que les caractéristiques du sous-sol (vitesse d'écoulement de la nappe phréatique). La distance d'effet x_{\max} de la pollution est toutefois indépendante de la quantité déversée dans le sol, car on admet que la concentration de saturation est atteinte en dessous de la surface de contact entre lentille de substance polluante (cf. « formation d'une lentille de substance polluante ») et nappe phréatique.



Référence du dossier : 522.11

On adopte les hypothèses suivantes pour le calcul de x_{\max} conformément à la formule [12] ou les valeurs suivantes :

- La concentration de substance polluante dans la nappe phréatique est toujours plus faible que sa solubilité.
- La décomposition de la substance polluante peut se décrire avec une cinétique de 1^{er} ordre. On considère que la solubilité est la concentration initiale c_0 pour déterminer la vitesse de réaction (concentration maximale). La distance d'effet est proportionnelle au logarithme du rapport entre la concentration de sortie et la valeur-limite pour l'eau potable.
- Il y a toujours suffisamment d'accepteurs d'électrons à disposition pour la décomposition et l'activité des organismes est maximale.
- Il n'existe que peu d'indications numériques de perméabilité k locale de l'aquifère. Le plus souvent, elles sont descriptives (par exemple gravier sableux). Dans de tels cas, pour chacun des types de sol, on applique les valeurs suivantes ([Mutschmann, 1995], [Grombach, 1993], [de Marsily, 1986], [AGW, 1986], [Rauber, 1998], [Kinzelbach, 1998], [Eiling, 1994]) :
 - karst : 0.1 m/s
 - gravier/sable : 0.001 m/s
- Pour la pente hydraulique J , il n'existe pas de données locales. C'est pourquoi on utilise une valeur moyenne de 0.005 pour l'estimation de la distance d'effet maximale J .
- Les valeurs suivantes sont utilisées pour la porosité effective Φ [-] ([de Marsily, 1986], [Eiling, 1994], [Kinzelbach, 1998], [Rauber, 1998]) :
 - karst : 0.2
 - gravier/sable : 0.25
- l'adsorption et la désorption sont prises en compte grâce au facteur de retard. On admet que le processus de sorption est linéaire, réversible, immédiat et équilibré. Les propriétés des substances et du sol ont une influence sur la taille du facteur de retard. C'est pourquoi les facteurs de retard au sein d'un groupe de substances peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur. De même, le facteur de retard d'une substance donnée présente une grande marge de variation en fonction des propriétés du sol. Pour simplifier, on admet que le facteur de retard R de toutes les substances représentatives est une valeur moyenne de 5. En d'autres termes, la portée de la pollution peut être réduite d'un facteur 5 par des processus de sorption dans le sous-sol.



Référence du dossier : 522.11

- Valeurs hypothétiques de la constante de réaction de 1^{er} ordre k_c pour la prise en compte de la décomposition microbienne¹⁷, d'après [MERCK, 2006], [ECB, 2000] :

Substance représentative	Constante de réaction de 1 ^{er} ordre k_c [1/s]
Dérivés des huiles minérales	$5 \cdot 10^{-8}$
Épichlorhydrine	$1.5 \cdot 10^{-6}$
Perchloréthylène	$2 \cdot 10^{-8}$

- Solubilité spécifique aux substances représentatives c_0 (valeurs d'après [ECB, 2000]) :

Substance représentative	Solubilité c_0 [g/m ³]
Dérivés des huiles minérales	100
Épichlorhydrine	60'000
Perchloréthylène	150

- Valeur-limite pour l'eau potable c_{grenz} ([OSEC, 1995] et [WHO, 2004]) :

Substance représentative	Valeur-limite c_{grenz} [g/m ³]	Remarques
Dérivés des huiles minérales	0.02	Valeurs admissibles OSEC pour les hydrocarbures difficiles solubles
Épichlorhydrine	0.0004	Valeur indicative WHO/OMS
Perchloréthylène	0.04	Valeur-limite OSEC, valeur indicative, indice WHO/OMS

Les valeurs ci-dessus donnent, selon le type de sol, les distances d'effet maximales suivantes (sans prise en compte de l'influence du courant induit par pompage lors d'un captage) :

- gravier/sable : 852 m
- karst : 341 000 m

La valeur de 500 m pour la distance d'effet maximale est finalement conventionnelle. Pour le type de sol gravier / sable, les formules ci-dessus donnent des valeurs d'un même ordre de grandeur, alors que dans les sous-sols karstiques, on obtient par calcul et aussi empiriquement des distances d'effet

¹⁷ La constante de réaction de 1^{er} ordre exprime la vitesse de diminution de la concentration des marchandises dangereuses par décomposition microbienne. Une valeur de $5 \cdot 10^{-8}$ par seconde (exemple substance représentative dérivés des huiles minérales) signifie qu'en $5 \cdot 10^8$ secondes (environ 8 mois), la concentration de marchandises dangereuses diminue d'un facteur e (= 2,718).



Référence du dossier : 522.11

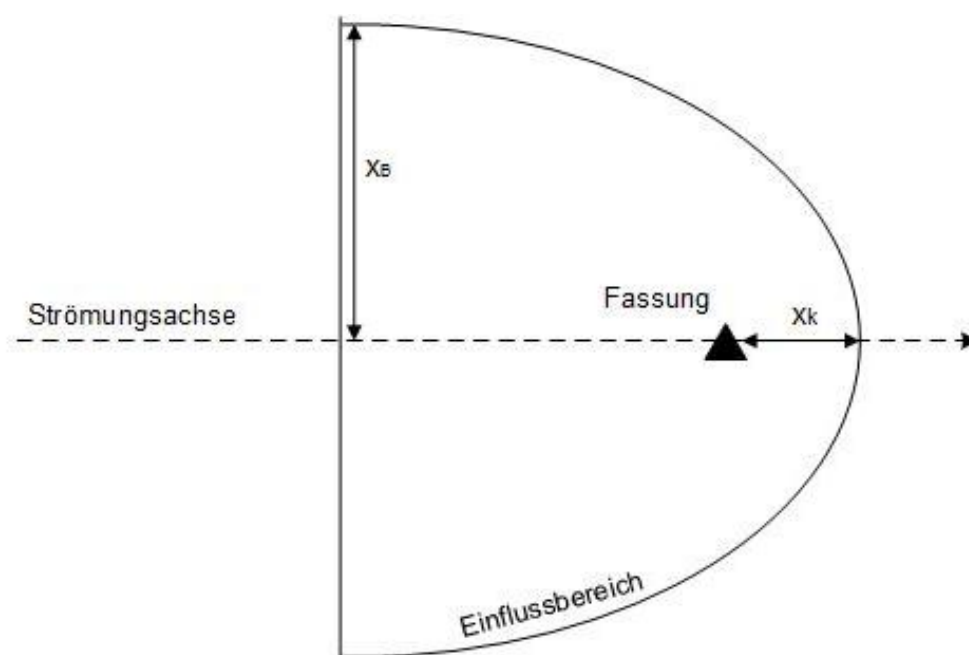
nettement plus grandes. Toutefois, même dans des conditions karstiques, il n'y a pas lieu de s'attendre à ce que tous les captages soient pollués sur une grande surface environnante.



Référence du dossier : 522.11

Secteur d'influence d'un captage sur le courant de la nappe phréatique

Le secteur d'influence d'un captage sur l'écoulement de l'eau souterraine dépend du débit du captage (puissance de la pompe) ainsi que des caractéristiques de l'aquifère. Les distances sur lesquelles l'écoulement de l'eau souterraine est influencé par le captage peuvent se déterminer conformément à la figure suivante (axe du courant, captage, secteur d'influence) :



La distance x_k [m] parallèle à l'axe du courant (correspond à peu près à la distance d'effet dans la direction d'écoulement « vers le rail ») se calcule comme suit :

$$x_k = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot h_{GW} \cdot k \cdot J} \quad (\text{formule 13})$$

- Q débit, [m³/s]
h_{GW} épaisseur de la nappe phréatique, [m]
k : perméabilité de l'aquifère, [m/s]
J pente hydraulique, [-]



Référence du dossier : 522.11

La distance x_B [m] perpendiculaire à l'axe du courant (correspond à peu près à la distance d'effet dans la direction d'écoulement « parallèle au rail ») se calcule comme suit :

$$x_B = \frac{Q}{2 \cdot h_{GW} \cdot k \cdot J} \quad (\text{formule 14})$$

Q débit, [m³/s]
h_{GW} épaisseur de la nappe phréatique, [m]
k : perméabilité de l'aquifère, [m/s]
J pente hydraulique, [-]

Les valeurs ci-dessus (cf. Chapitre « portée d'une pollution » à l'annexe 2), d'un débit moyen supposé de 1500 l/min et d'une épaisseur de la nappe phréatique de 20 m, sont celles du type de sol « gravier/sable », le plus fréquent dans les captages des eaux souterraines, les distances suivantes dans lesquelles le captage influence l'écoulement de l'eau souterraine :

- $x_k = 40$ m
- $x_B = 125$ m

ces valeurs théoriques correspondent ou sont proches des valeurs utilisées : 40 m dans une direction d'écoulement du captage en direction du rail, 100 m dans une direction d'écoulement parallèle au rail.