



Protection des eaux souterraines dans les forêts de l'arc alpin

Synthèse des travaux scientifiques réalisés à l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU

Stéphane Sciacca, Michiel Pronk et Lorianne Thueler

avec les contributions de :

Domagoj Babic, Jean-Michel Gobat, François Godi, Robert Jenni,
Urs Moser, Luc Scherrer et François Zwahlen

Février 2012



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra



Proposition de citation :

Sciacca S., Pronk M. & Thueler L. 2012. Protection des eaux souterraines dans les forêts de l'arc alpin. Synthèse des travaux scientifiques réalisés à l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU. Rapport scientifique ALPEAU, Université de Neuchâtel, 86 p.

Protection des eaux souterraines dans les forêts de l'arc alpin

Synthèse des travaux scientifiques réalisés à l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU

Table des matières

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	Projet ALPEAU	1
1.2	Objectifs et structure du rapport.....	3
1.3	Bases scientifiques du rapport.....	4
1.4	Sites d'étude	5
1.4.1	<i>Site du Gibloux.....</i>	<i>6</i>
1.4.2	<i>Site des Gorges de l'Areuse.....</i>	<i>7</i>
1.4.3	<i>Site des Censières (forêts du Jorat).....</i>	<i>8</i>
2	HYDROGÉOLOGIE	9
2.1	Remarques liminaires.....	9
2.2	Objectifs spécifiques et hypothèses de travail.....	9
2.3	Contexte géologique et hydrogéologique des sites d'étude	11
2.3.1	<i>Galerie de Pré-Dernier (Gorges de l'Areuse).....</i>	<i>11</i>
2.3.2	<i>Censières (forêts du Jorat) et Grand-Bochat</i>	<i>12</i>
2.4	Cadre expérimental	13
2.4.1	<i>Instrumentation et suivi de la Galerie de Pré-Dernier.....</i>	<i>13</i>
2.4.2	<i>Dispositif expérimental aux Censières et Grand-Bochat</i>	<i>14</i>
2.5	Caractérisation des écoulements souterrains dans la zone non saturée du karst	16
2.5.1	<i>Dynamique des écoulements souterrains dans la galerie de Pré-Dernier</i>	<i>16</i>

2.5.2	<i>Radon, gaz carbonique et pression totale des gaz dissous</i>	18
2.5.3	<i>Conclusion</i>	20
2.6	Contamination de l'eau souterraine en milieu forestier par la cyperméthrine suite au traitement des grumes	21
2.6.1	<i>Site des Censières</i>	21
2.6.2	<i>Site du Grand Bochat</i>	24
2.6.3	<i>Recommandations et conclusion</i>	29
3	SOLS ET VÉGÉTATION	31
3.1	Objectif et hypothèses de travail	31
3.2	Etat de la recherche	32
3.2.1	<i>Polluants organiques</i>	33
3.2.2	<i>Eléments traces métalliques</i>	36
3.3	Description détaillée des stations d'étude principales	39
3.3.1	<i>Phytosociologie</i>	39
3.3.2	<i>Peuplements forestiers</i>	42
3.3.3	<i>Couverture pédologique</i>	42
3.3.4	<i>Formes d'humus</i>	44
3.4	Tests de terrain et tests de pollution en laboratoire (méthodologie)	45
3.4.1	<i>Polluants organiques</i>	45
3.4.2	<i>Eléments traces métalliques (ETM)</i>	47
3.4.3	<i>Tests de percolation</i>	49
3.5	Rôle du sol forestier dans la filtration des polluants	50
3.5.1	<i>Polluants organiques testés en laboratoire (benzène, tétrachloréthène et cyperméthrine)</i>	50
3.5.2	<i>Polluants organiques testés sur le terrain (cyperméthrine et métabolites)</i>	53
3.5.3	<i>Eléments traces métalliques (ETM)</i>	55
3.5.4	<i>Tests de percolation</i>	60
4	ESTIMATION ET CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ DES AQUIFÈRES EN MILIEU FORESTIER	63
4.1	Remarques liminaires	63
4.2	Objectifs spécifiques et hypothèses de travail	63
4.2.1	<i>Généralités</i>	63
4.2.2	<i>Notions de la vulnérabilité, de l'aléa et du risque</i>	64
4.2.3	<i>Types de pollution liés aux activités forestières</i>	65
4.3	Méthodes existantes	66
4.3.1	<i>GESTOFOR (CRPF 2011)</i>	66
4.3.2	<i>Equenot (2008)</i>	67
4.4	Méthode ForDISK	68

4.4.1	<i>Connaissances préalables nécessaires à l'application de la méthode ForDISK</i>	68
4.4.2	<i>Facteur de vulnérabilité et critères</i>	70
4.4.3	<i>Hétérogénéité de la zone d'intervention</i>	71
4.4.4	<i>Recommandations de gestion et d'exploitation forestière</i>	72
4.5	<i>Conclusion</i>	72
5	PROPOSITIONS EN LIEN AVEC LA GESTION DES FORÊTS	75
5.1	<i>Remarques liminaires</i>	75
5.2	<i>Planification forestière</i>	75
5.2.1	<i>Généralités</i>	75
5.2.2	<i>Planification sylvicole</i>	76
5.2.3	<i>Planification de la desserte de détail</i>	78
5.3	<i>Choix des modes d'exploitation forestière</i>	78
5.3.1	<i>Système de récolte des bois</i>	78
5.3.2	<i>Caractéristiques techniques des engins forestiers</i>	78
5.3.3	<i>Emplacement des places de dépôt de bois où traiter les grumes</i>	79
5.4	<i>Exécution des travaux</i>	79
5.4.1	<i>Stationnement des engins et stockage du carburant</i>	79
5.4.2	<i>Mesures de protection physique des sols</i>	79
5.5	<i>Logique des contrats</i>	80
6	CONCLUSION	81
	RÉFÉRENCES	83

1

Introduction

1.1 PROJET ALPEAU

En Suisse, les eaux souterraines comptent parmi les principales matières premières fournissant pas moins de 80 % de l'eau potable consommée (Tripet 2005). Comme la qualité des eaux de surface (i.e. lacs et cours d'eau), celle des eaux souterraines semble, bien que dans une moindre mesure, également menacée à long terme. Ceci, notamment par la dispersion croissante des polluants – tels que les produits phytosanitaires, les solvants chlorés et les micropolluants – dans l'environnement suite à l'expansion et l'intensification des activités humaines.

Il est toutefois généralement admis que les eaux souterraines en milieu forestier sont de bien meilleure qualité – que ce soit d'un point de vue physique, chimique ou microbiologique – que celles se trouvant dans d'autres contextes d'utilisation des sols (e.g. milieu urbain, zones agricoles, pâturages,...). Cette affirmation est renforcée par les données issues du programme national d'observation des eaux souterraines suisses NAQUA qui est géré par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). En effet, les eaux souterraines en milieu forestier présentent des concentrations de nitrate deux à trois fois inférieures aux eaux souterraines en milieu urbain ou agricole (OFEV 2009). En outre, plus de 80 % des 114 stations d'observations situées en milieu forestier sont exemptes de produits phytosanitaires, contre – par exemple – seulement 15 % pour les 94 stations en milieu agricole. Finalement, une étude pilote portant sur la qualité microbiologique des eaux souterraines suisses – réalisé dans le cadre du programme NAQUA – a révélé une présence très sporadique des bactéries indicatrices de contamination fécale (i.e. *E. coli* et entérocoques), ainsi qu'une absence totale de virus, protozoaires et bactéries pathogènes, dans les eaux issues des aquifères forestiers (Pronk *et al.* 2010). Cette bonne qualité de l'eau souterraine sous couvert forestier est principalement due au rôle protecteur de celui-ci. Cette protection est de deux ordres : une protection passive, du fait que la forêt n'est sujette qu'à peu d'activités polluantes (i.e. épandage d'engrais faible ou inexistante, absence d'urbanisation, etc.), et une protection active, de par les capacités filtrantes et épuratrices du sol forestier.

Malgré ce rôle protecteur actif et passif de la forêt envers les eaux souterraines, le risque de détérioration de leur qualité, dans le contexte forestier, ne peut être considéré comme nul. Ceci est

notamment dû aux activités de l'exploitation forestière. Les principales pollutions générées par ces activités sont d'une part d'ordre physique et d'autre part d'ordre chimique. Ainsi, une mise à nu brutale d'une surface boisée, la construction et l'entretien de pistes forestières et la circulation des engins forestiers sont autant d'activités pouvant générer des problèmes de turbidité aux captages des eaux souterraines (ALPEAU 2012). Le déversement accidentel d'hydrocarbures lors du ravitaillement des machines d'exploitation et l'application de produits phytosanitaires pour le traitement des grumes et – plus occasionnellement – des arbres constituent également des sources potentielles de contamination. Enfin, une mise en lumière subite des sols forestiers – suite à une coupe rase, par exemple – libère d'importantes quantités de nitrate vers le sous-sol pouvant ainsi nuire à la qualité des eaux souterraines (Lovett *et al.* 2000 ; MacDonald *et al.* 2002). Dans ce contexte, une pratique forestière adaptée peut donc sensiblement diminuer les risques de pollution des eaux souterraines.

La thématique présentée ci-dessus constitue la toile de fond fondamentale du projet ALPEAU. La finalité de ce projet, qui a été initié en 2008, est de consolider et pérenniser le rôle protecteur de la forêt en vue de préserver de manière durable les ressources en eaux souterraines dans le contexte montagnard de l'arc lémanique s'étendant du Jura aux Alpes. Le projet regroupe divers acteurs de la forêt et de l'eau – tels que les collectivités administratives, publiques, politiques et scientifiques – des régions périalpines suisses et françaises.

Les principaux objectifs du projet ALPEAU sont :

- (i) améliorer la perception du rôle de la forêt au regard de la préservation – à long terme – de la ressource en eau potable en s'adressant au grand public, à la communauté scientifique et aux responsables des politiques publiques de l'eau et des forêts ;
- (ii) définir des pratiques sylvicoles favorisant la qualité des eaux souterraines et évaluer les coûts de ces mesures afin de valoriser les prestations fournies ;
- (iii) définir, expérimenter et optimiser des méthodes de coopération entre les collectivités en charge de l'approvisionnement en eau potable et les acteurs forestiers ;
- (iv) établir des liens contractuels directs entre ces mêmes collectivités et les acteurs forestiers afin de préserver durablement les ressources en eau potable.

Afin d'atteindre ces buts, des objectifs plus spécifiques ont été définis pour les volets français et suisse du projet ALPEAU. Ainsi, le volet français est amené à :

- (i) mettre en place l'expérimentation technique de terrain afin de mesurer l'impact des différents modes d'exploitation ;
- (ii) définir les bonnes pratiques sylvicoles pour l'eau ;
- (iii) établir des sites pilote de terrain (e.g. marteloscope) ;
- (iv) mettre en place l'animation et la formation nécessaires au développement et à l'appropriation des outils de contractualisation.

Le volet suisse vise, quant à lui, à :

- (i) caractériser le fonctionnement de la purification de l'eau à travers le sol forestier ;

- (ii) déterminer les alternatives au traitement des bois ;
- (iii) déterminer les types de sylviculture et de gestion forestière idéales pour la protection des eaux souterraines ;
- (iv) définir la forme des partenariats entre propriétaires forestiers et distributeurs d'eau potable.

L'ensemble des résultats issus du projet ALPEAU est présenté dans un guide – traitant des pratiques forestières contribuant à la protection de la qualité de la ressource en eau potable – intitulé « *Protection des eaux souterraines en forêt. Guide ALPEAU dans l'arc alpin et jurassien 2012* » (ALPEAU 2012).

1.2 OBJECTIFS ET STRUCTURE DU RAPPORT

Le présent rapport constitue une synthèse de l'ensemble des résultats issus des travaux de recherche (i.e. les travaux de Bachelor et Master, ainsi que les thèses de Doctorat) menés depuis 2008 dans le cadre du projet ALPEAU au sein du Laboratoire Sol et végétation (LSV) et du Centre d'hydrogéologie et géothermie (CHYN) de l'Université de Neuchâtel. Ce rapport est tout particulièrement destiné aux professionnels de la forêt souhaitant approfondir leurs connaissances des problématiques abordées dans le guide ALPEAU (2012).

La suite du présent rapport a été structurée de manière à ce que chaque chapitre – traitant d'un domaine – puisse être consulté individuellement, sans nécessairement devoir se référer aux autres chapitres. Ainsi, le contexte général (i.e. climat, géologie, géomorphologie) des sites d'étude est brièvement traité dans la section 1.4, alors que les aspects plus spécifiques liés à chaque site d'étude – à savoir la situation hydrogéologique et la caractérisation du sol et de la végétation – sont traités dans les chapitres respectifs. Les différents chapitres du présent rapport ont été organisés de la manière suivante :

- le chapitre 2 traite essentiellement de l'influence des activités de l'exploitation forestière sur la qualité des eaux souterraines. Pour ce faire, deux études parallèles ont été menées. La caractérisation de la contribution des divers sous-systèmes de la zone non saturée du karst à l'écoulement à l'exutoire a fait l'objet de la première étude. Ceci, dans le but d'identifier et d'isoler la contribution du sol forestier sur la qualité de l'eau souterraine. La seconde étude porte, quant à elle, sur l'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines en milieu forestier par la cyperméthrine suite au traitement des grumes ;
- le chapitre 3 traite principalement des capacités filtrantes et épuratrices du sol forestier. Plus précisément, l'influence de certaines variables dans les processus de filtration des polluants, tels que les polluants organiques et les éléments traces métalliques, par le système du sol forestier est étudiée. Ces variables comprennent notamment l'acidité, l'épaisseur de l'horizon A, le type de forme d'humus, la structure du sol et la répétition des pollutions ;
- le chapitre 4 traite de l'estimation et de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier. La méthode ForDISK est proposée afin de protéger un captage

donné face aux éventuelles pollutions ponctuelles accidentelles engendrées par l'exploitation forestière à l'échelle d'une zone d'intervention. Cette méthode est directement applicable sur le terrain et se fonde sur différents critères hydrogéologiques, géomorphologiques, pédologiques et forestiers ;

- le chapitre 5 propose des recommandations pour la gestion des forêts en vue de préserver de manière durable les ressources en eau souterraine. Ce chapitre traite aussi bien de la planification forestière que du choix des modes d'exploitation forestière et l'exécution des travaux ;
- enfin, le chapitre 6 constitue une conclusion générale des travaux menés à l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU.

1.3 BASES SCIENTIFIQUES DU RAPPORT

Comme mentionné ci-dessus, le présent rapport de synthèse se fonde sur les travaux de Bachelor et Master, ainsi que les thèses de Doctorat, réalisés ou en cours de réalisation¹ au LSV et au CHYN. Il est à noter que le travail de Dousse (2011) a été réalisé en collaboration étroite avec le Central Environmental Laboratory (GR-CEL) de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne. Dans le cas où le lecteur souhaiterait obtenir de plus amples informations, il est prié de se référer aux travaux cités ci-dessous :

Babic D. à paraître. *Assessing water origin in karst environments using radon, CO₂ and supersaturation as natural tracers*. Thèse de Doctorat, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel.

Cosendai M. 2011. *Hydrogéologie du Mont Gibloux : aquifères morainiques et molassiques en milieu forestier*. Travail de Master, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel, 93 p.

Dousse D. 2011. *Risque de contamination de l'eau souterraine en forêt lors du traitement des grumes à la cyperméthrine. Etudes de terrain en milieu poreux et en milieu karstique*. Rapport technique, Central Environmental Laboratory GR-CEL, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, et Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel, 80 p.

Durig V. 2010. *Etude structurale et cartographique dans les Gorges de l'Areuse dans le cadre du projet ALPEAU (Champ-du-Moulin, NE)*. Travail de Bachelor, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel, 31 p.

Jacot C. 2011. *Le rôle filtre du sol forestier dans la qualité de l'eau. Approches descriptive et expérimentale d'une catena des Gorges de l'Areuse (Neuchâtel, Suisse)*. Travail de Master, Laboratoire Sol et végétation LSV, Institut de biologie IBIOL, Université de Neuchâtel, 128 p.

¹ Comme plusieurs travaux sont encore en cours, notamment sur le plan du traitement des données et de leur interprétation, ce rapport ne prétend pas épuiser le sujet. Les auteurs ont donc sélectionné ce qui leur est apparu le plus pertinent et / ou assuré en l'état actuel des recherches. Il est probable que de nouvelles considérations intéressantes pourront être fournies par la suite.

Martini N. à paraître. *Influence des sols forestiers et de pâturages sur les eaux souterraines du Gibloux : une approche de l'étude des gaz dissous*. Travail de Master, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel.

Moreaux F. à paraître. *Evaluation de la vulnérabilité des aquifères karstiques en milieu forestier : exemple du site du Montant, Vaud*. Travail de Master, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel.

Scherrer L. à paraître. *Etude sur la purification des eaux de gravité passant à travers le sol forestier*. Thèse de Doctorat, Laboratoire Sol et végétation LSV, Institut de biologie IBIOL, Université de Neuchâtel.

Sottas J. 2010. *Caractérisation des facteurs pédologiques du site du Gibloux*. Travail de Master, Laboratoire Sol et végétation LSV, Institut de biologie IBIOL, Université de Neuchâtel, 86 p.

Tanner L. 2010. *Typologie et cartographie de sols forestiers*. Travail de Bachelor, hepia, HESSO-Genève et Laboratoire Sol et végétation LSV, Institut de biologie IBIOL, Université de Neuchâtel, 34 p.

Thüler L. 2010. *Hydrogéologie karstique en milieu forestier : site des Gorges de l'Areuse*. Travail de Master, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel, 65 p.

Thüler L. à paraître. *Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier*. Thèse de Doctorat, Centre d'hydrogéologie et géothermie CHYN, Université de Neuchâtel.

1.4 SITES D'ÉTUDE

Le Gibloux, situé sur le Plateau suisse dans la commune de Sorens (canton de Fribourg), et les Gorges de l'Areuse, situées dans le Jura géologique non loin du Creux-du-Van (canton de Neuchâtel), constituent les principaux sites d'étude lors des travaux de recherche menés par l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU (Fig. 1.1). Ces deux sites ont été choisis de manière à couvrir un éventail le plus large possible de paramètres jouant un rôle dans la protection des eaux souterraines en milieu forestier dans l'arc alpin, que ce soit en ce qui concerne le type d'aquifère, les conditions édaphiques ou les stations forestières. Ces deux sites ont fait l'objet d'une part, d'études hydrogéologiques détaillées et, d'autre part, d'études portant sur les capacités filtrantes et épuratrices du sol forestier vis-à-vis de certains polluants organiques et des éléments traces métalliques.

Le site des Censières, situé dans les forêts du Jorat près de Lausanne dans le canton de Vaud (Fig. 1.1), a fait l'objet du volet spécifique sur l'étude du risque de contamination des eaux souterraines par la cyperméthrine suite au traitement des grumes. Ce site a été sélectionné pour les raisons suivantes :

- le site possède plusieurs places d'entreposage des grumes en bordure d'une zone de protection des captages d'eau potable S (mais sans lien hydrologique avec ces derniers) ;

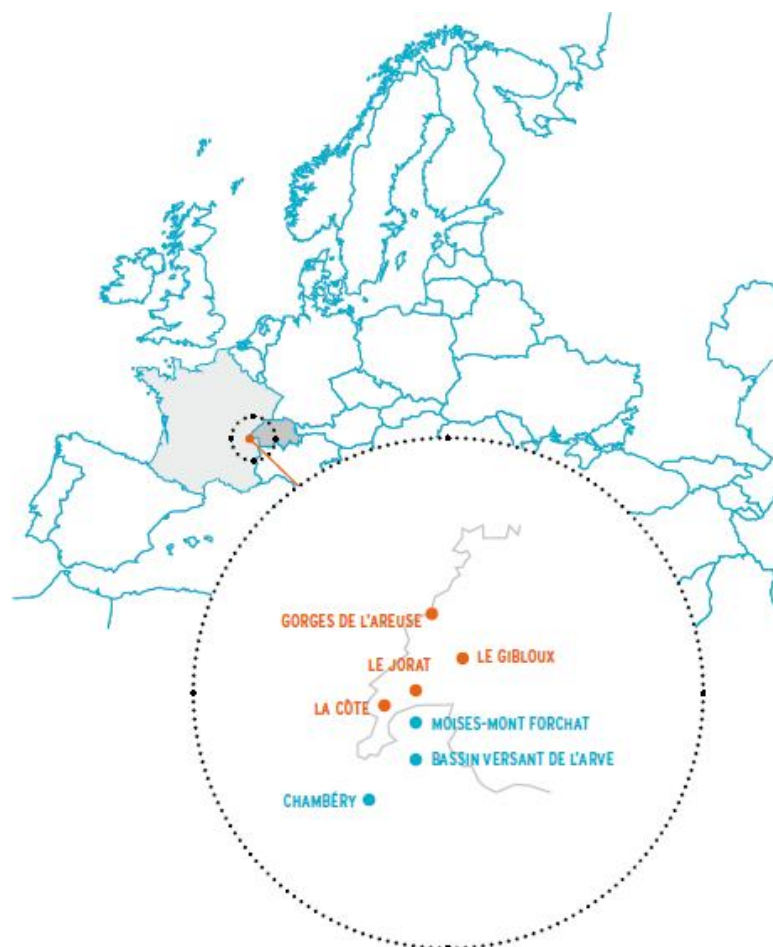


Fig. 1.1 Localisation des sites d'étude du projet ALPEAU (ALPEAU 2012).

- ces places sont situées dans un site dégagé de toute végétation, ce qui limite les possibilités d'interception de la pluie par la canopée pouvant créer des irrégularités dans l'infiltration des eaux sous la pile de bois ;
- ces emplacements permettent une infiltration rapide de l'eau et un ruissellement faible ;
- les caractéristiques hydrogéologiques du site permettent de prélever aisément l'eau souterraine en aval dans des sources non-captées, ce qui implique un lien hydrologique étroit entre le lieu de traitement et le lieu de récolte des eaux.

1.4.1 Site du Gibloux

CLIMAT

Le climat tempéré-océanique du site du Gibloux, situé entre 1000 et 1200 mètres d'altitude, est caractérisé par une température moyenne annuelle de 8,1 °C et une moyenne annuelle des précipitations de l'ordre de 1300 mm. La température moyenne au mois de janvier est de -0,6 °C tandis que celle du mois de juin est de 17,9 °C, avec des précipitations moyennes de

respectivement 82 et 110 mm. La neige est présente environ 70 jours par an tandis que la période de végétation varie selon les années entre 190 et 200 jours.

GEOLOGIE

La roche mère du massif du Gibloux est constituée de molasse marine supérieure résultant de la sédimentation d'apports détritiques fluviaux d'origine alpine. Parmi ces sédiments fluviaux, on distingue les Grès du Mont-Olivet, grossiers, gris-verts, très durs et friables à ciment plus ou moins marneux et le Poudingue de la Spallaz formé de galets bien arrondis de 10 à 30 cm. Ces galets sont majoritairement des quartzites accompagnés de calcaires, de grès, de radiolarites, de quartz filoniens, de silex, de granites, de dolomites et de conglomérats. Le ciment est un grès très fin, calcaire ou marneux. Cette molasse est recouverte d'une moraine mixte provenant de dépôts glaciaires plus ou moins épais issus du glacier de la Sarine et du glacier du Rhône (Quaternaire).

GEOMORPHOLOGIE

Le relief superficiel actuel du Gibloux s'est formé lors du retrait des glaciers de la Sarine et du Rhône : les fonds de dépressions allongées ainsi que les surfaces planes ou concaves au pied des pentes sont occupés par des dépôts limoneux récents issus soit d'un remaniement fluvial ou éolien de la moraine en période périglaciaire, soit de l'érosion créée par le ruissellement dans les sols (lixiviation et lessivage).

1.4.2 Site des Gorges de l'Areuse

CLIMAT

La pluviométrie moyenne annuelle des Gorges de l'Areuse est d'environ 1200 mm avec une température moyenne d'environ 10,3 °C (station météorologique de la ville de Neuchâtel). Les conditions climatiques locales de la zone d'étude, située entre 650 et 950 mètres d'altitude, sont déterminées par une exposition nord et des pentes raides à l'origine d'un faible ensoleillement et d'une humidité élevée.

GEOLOGIE

Les Gorges de l'Areuse se trouvent dans les deux premiers plis majeurs du Jura plissé depuis le plateau molassique. Dans la région, la stratification lithologique correspondant aux roches affleurantes a commencé au Jurassique moyen avec la formation des calcaires durs du Callovien (Dalle nacrée) et s'est poursuivie jusqu'à l'époque de l'Hauterivien (marnes et pierre jaune). Elle a été suivie du plissement du Jura après le retrait définitif de la mer, à partir du Miocène. Ces marnes et ces calcaires durs ont ensuite été recouverts de dépôts morainiques en place ou colluvionnés (moraines de fond et/ou moraines latérales) provenant du grand glacier du Rhône ; une de ses langues secondaires atteignit l'entrée du Creux du Van en emportant des moraines alpines et en érodant faiblement les versants. A certaines périodes, des moraines calcaires autochtones sont également descendues du fond du Creux du Van, véhiculées par un glacier local. Les glaces du Riss ont atteint un maximum fixé à 1420 mètres d'altitude alors que celles du Würm ont atteint environ 1100 mètres. Le retrait des glaciers fut par la suite un phénomène important d'érosion ; la pente, la décompression et l'instabilité des versants due aux infiltrations

causèrent un déséquilibre propice aux mouvements gravitaires tels que glissements de terrain, éboulements, éboulis de pente et solifluxion (Quaternaire).

Les moraines latérales sont de texture limoneuse avec une forte proportion de sables et caractérisées par un mélange à proportion variable d'éléments jurassiens et alpins reconnaissables par leur forme arrondie. Les moraines de fond sont de texture argileuse et issues de substrat cristallin avec présence d'argiles décarbonatées et de galets alpins arrondis et généralement striés. Les éboulis de pente limono-sableux contiennent des éléments grossiers de petite taille et subanguleux, tandis que les éboulements de texture similaire présentent de fortes proportions de blocs anguleux.

GEOMORPHOLOGIE

Le transect altitudinal cartographié pour les besoins de l'étude (voir section 3.3) s'étend sur 300 mètres de dénivelé jusqu'à une altitude maximale de 950 mètres ; il couvre une surface totale d'environ 20 hectares sur la rive droite de l'Areuse. Lors du passage du glacier, le mélange de dépôts glaciaires et d'argiles provenant des marnes des versants aboutit à la formation de moraines de fond. La partie basse du transect proche du fond du vallon, là où la déclivité diminue, est caractérisée par des moraines de fond et des moraines latérales jusqu'à une altitude d'environ 740 m, altitude présumée du plateau de bord de glacier délimitant la zone où l'on observe encore des blocs erratiques issus de dépôts glaciaires. La partie centrale du transect, plus escarpée et située entre 800 et 900 m d'altitude, est caractérisée par des marnes en place ou faiblement déplacées recouvertes par endroits d'éboulements plus ou moins fins, lesquels sont également présents dans la partie supérieure du transect jusqu'à 950 m d'altitude.

1.4.3 Site des Censières (forêts du Jorat)

CLIMAT

Le site des Censières dans les forêts du Jorat se trouve à une altitude d'environ 900 m au-dessus d'Epalinges dans le canton de Vaud, à proximité de la route de Berne menant à Chalet-à-Gobet près de Lausanne. Les données climatiques pour la ville de Lausanne² donnent pour les trois dernières années (2009-2011) une moyenne annuelle des températures de 11,3 °C et une pluviométrie moyenne annuelle de 966 mm.

GEOLOGIE

La roche mère du site d'étude est décrite comme du grès avec par endroit une couche de marne appartenant au relief rocheux burdigalien (molasse marine supérieure) datant du Miocène (Tertiaire). Ce sous-sol molassique imperméable (aquifère en roche meuble) se trouve par endroits sous une faible couverture morainique argileuse datant du Würm (Quaternaire), elle-même parfois recouverte de colluvions sableux avec graviers et blocs.

² <http://www.meteolausanne.com>

2

Hydrogéologie

2.1 REMARQUES LIMINAIRES

Le présent chapitre « Hydrogéologie » est essentiellement fondé sur les travaux de recherche effectués au Centre d'hydrogéologie et géothermie de l'Université de Neuchâtel (CHYN). Ces recherches ont été réalisées par Lorienne Thüler, Martine Cosendai, Natasha Martini et François Moreau dans le cadre de leurs travaux de fin d'études (Thüler 2010 ; Cosendai 2011 ; Martini, à paraître ; Moreau, à paraître), par Domagoj Babic dans le cadre de son travail de thèse de doctorat (Babic, à paraître) ainsi que par Dimitri Dousse dans le cadre d'un stage réalisé en 2011 en collaboration avec le Central Environmental Laboratory GR-CEL de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL ; Dousse 2011). Les travaux de fin d'études de Natasha Martini et François Moreau et la thèse de doctorat de Domagoj Babic étant encore en cours (fin prévue : courant 2012) au moment de la rédaction de ce rapport, le présent chapitre ne constitue de ce fait aucunement une synthèse complète et définitive.

2.2 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Le projet ALPEAU entend mettre en avant le rôle de la forêt en tant que moyen de préservation de l'eau potable. L'influence de celle-ci sur sa qualité est principalement le résultat de divers processus chimiques, biologiques et humains qui prennent place dans ou sur son sol.

De manière générale, l'eau souterraine sous milieu forestier est d'excellente qualité et est, de ce fait, également fréquemment exploitée. Cependant, les contaminations de l'eau souterraine résultant des activités forestières existent et sont à prendre en considération. En effet, les événements turbides sont la conséquence du transfert direct de matière en suspension depuis la surface-subsurface (i.e. turbidité allochtone) dans le système en réaction à des précipitations. Ainsi, une mise à nu brutale d'une surface boisée, la construction de pistes forestières et la circulation des engins forestiers peuvent être à l'origine de problèmes de turbidité survenant aux captages d'eau souterraine. De plus, les risques liés aux produits phytosanitaires, suite au traitement des grumes pendant leur stockage en forêt pour prévenir des dégâts causés par différents insectes, ne doivent pas être négligés (Adam 2008). Après application, ces produits

peuvent être remobilisés suite à des événements de précipitation et ainsi être lixiviés vers le sol et le sous-sol. Par ailleurs, si la dangerosité du produit phytosanitaire pure est connue (données fournies par le fabricant), les interactions des divers métabolites avec l'environnement sont mal établies. L'influence humaine se fait également sentir suite à la mécanisation de la gestion forestière. Des hydrocarbures peuvent être accidentellement déversés – lors du ravitaillement des machines d'exploitation, par exemple – à l'intérieur des bassins d'alimentation des captages. Enfin, le composant intrinsèque au sol, tel que le nitrate (interaction végétale et microbienne), compte également parmi les perturbations sensibles. La concentration en nitrates sous couvert forestier est sensiblement plus faible que celle observée en zone urbaine, sous des zones de grandes cultures ou de pâtures (OFEV 2009). Néanmoins, la prédominance de résineux sur une parcelle et leur propension à l'acidification des sols relâche plus de nitrates dans les eaux souterraines (Lovett *et al.* 2000 ; MacDonald *et al.* 2002). L'âge des peuplements joue également un rôle. En effet, des arbres jeunes, quelles que soient leur espèce, assimileront plus de nitrates (Rothe & Mellert 2004).

De plus, l'eau captée aux exutoires est aussi directement influencée par les aquifères qui la contiennent. Ainsi, les systèmes karstiques qui comptent parmi les plus importantes sources d'eau potable à l'échelle mondiale (Ford & Williams 1998) sont extrêmement vulnérables aux contaminations (Zwahlen 2004). Ils sont caractérisés par une faible capacité d'atténuation des contaminants et des temps de transfert rapides.

Au sein d'un système karstique couvert par un bassin d'alimentation forestier, il est pertinent de connaître l'origine (i.e. zones de transit ou de stockage) de l'eau qui arrive aux exutoires afin de déduire les différentes contributions. Il s'agit de différencier l'eau de pluie qui s'infiltre directement, de celle qui est stockée dans le sol forestier, dans l'épikarst (l'interface entre le sol et le karst) ou dans le reste du volume rocheux peu perméable (Perrin 2003). Ainsi, une meilleure compréhension de la contribution du sol forestier à l'eau arrivant au captage permet d'affiner la connaissance des facteurs de risque et d'adapter la gestion forestière.

Le radon (^{222}Rn) est un gaz rare radioactif, caractérisé par une demi-vie de 3,8 jours, produit par la dégradation du radium (^{226}Ra) qui se trouve dans le sol. Le gaz carbonique est, quant à lui, produit dans le sol et dans l'épikarst. Il est le résultat de l'activité microbienne, animale et végétale. Suite à sa réaction avec le calcaire, les concentrations de gaz carbonique dissous dans l'eau auront tendance à diminuer en direction de la source. Ces deux gaz sont caractérisés par une bonne solubilité, par différentes propriétés physiques et chimiques et sont naturellement produits dans le sol forestier. Leur utilisation en tant que traceurs naturels est donc toute indiquée. Ainsi, l'eau de pluie faiblement minéralisée est exempte de radon, de gaz carbonique et se démarque par une faible conductivité électrique. L'eau stockée dans le sol forestier présentera de fortes concentrations en radon et en gaz carbonique, tandis que celle ayant comme zone d'origine l'épikarst, verra ses valeurs de radon diminuer et celles de gaz carbonique rester stables. De faibles concentrations de gaz carbonique et de radon, ainsi qu'une conductivité électrique en hausse est typique d'une contribution du reste du volume peu perméable. Pendant un événement pluvieux, l'air contenu dans le sol subit une pression hydrostatique qui permet une dissolution des gaz atmosphériques plus importante (Holocher *et al.* 2002). Lorsque la pression partielle des gaz dans l'eau excède celle de l'atmosphère, un phénomène de sursaturation est observable. Des temps de transfert sur lesquels focaliser l'étude peuvent en être déduits. Le moment d'entrée de l'eau dans le

système est donné par les précipitations sur le bassin d'alimentation et le temps de sortie par le signal de sursaturation dans les sources.

Les buts des travaux de recherche présentés ici sont de deux ordres : premièrement, la validation de l'utilisation des gaz dissous en tant que traceurs naturels pour discriminer les contributions respectives de la pluie, du sol forestier, de l'épikarst et du reste du volume peu perméable, et, deuxièmement, l'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par la cyperméthrine suite au traitement des grumes.

2.3 CONTEXTE GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE DES SITES D'ÉTUDE

Les recherches menées par le CHYN dans le cadre du projet ALPEAU se sont essentiellement concentrées sur quatre sites d'étude situés en Suisse occidentale. Le principal site d'étude est la galerie de captage de Pré-Dernier dans les Gorges de l'Areuse. Celle-ci est située à une dizaine de kilomètres à l'ouest de la ville de Neuchâtel dans le canton du même nom. Des études supplémentaires sont actuellement en cours sur le site du Gibloux (Babic, à paraître ; Martini, à paraître), situé à une dizaine de kilomètres au nord de la ville de Bulle dans le canton de Fribourg. Pour l'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par la cyperméthrine suite au traitement des grumes, des expériences ciblées ont été réalisées sur le site des Censières, situé dans les forêts du Jorat à environ 10 km au nord-est de Lausanne dans le canton de Vaud, et sur le site du Grand-Bochat, situé dans le Jura neuchâtelois à une quinzaine de kilomètres à l'ouest de Neuchâtel. Ces deux groupes de deux sites ont été choisis de manière à couvrir aussi bien le milieu karstique que le contexte molassique/morainique.

Les situations géologiques et hydrogéologiques de la galerie de Pré-Dernier dans les Gorges de l'Areuse et des sites des Censières et Grand-Bochat seront brièvement abordées ci-dessous. Les études sur le site du Gibloux étant en cours, celui-ci ne sera pas décrit ci-dessous.

2.3.1 *Galerie de Pré-Dernier (Gorges de l'Areuse)*

La rivière Areuse, alimentée en amont par les importantes sources karstiques de l'Areuse et de La Noirraigue, a creusé dès le Tertiaire une étroite et profonde incision à travers les structures géologiques de la première chaîne du Jura plissé. En réalité, cette percée n'est pas rectiligne (i.e. perpendiculaire aux plissements d'orientation SW-NE), mais s'est faite par semi-cluses obliques séparées par le Val de Champ-du-Moulin.

La profonde entaille des Gorges de l'Areuse constitue une importante zone de décharge des eaux souterraines, dont le rayon d'appel dépasse largement les Gorges elles-mêmes. Dans la série des calcaires, allant du Bajocien au Crétacé inférieur, l'érosion a recoupé différents niveaux marneux délimitant une série de couches aquifères. En effet, la puissante série marneuse de l'Argovien délimite les aquifères régionaux du Dogger et du Malm. En outre, les marnes bathoniennes, purbeckiennes et hauteriviennes individualisent des aquifères locaux dans les calcaires sus-jacents. Ces eaux souterraines jaillissent en de très nombreuses sources, soit de part et d'autre de l'Areuse au niveau de celui-ci, soit dans les flancs. Ces diverses sources ont été captées il y a plus de 100 ans déjà pour alimenter en eau potable les villes de Neuchâtel et de La Chaux-de-Fonds.

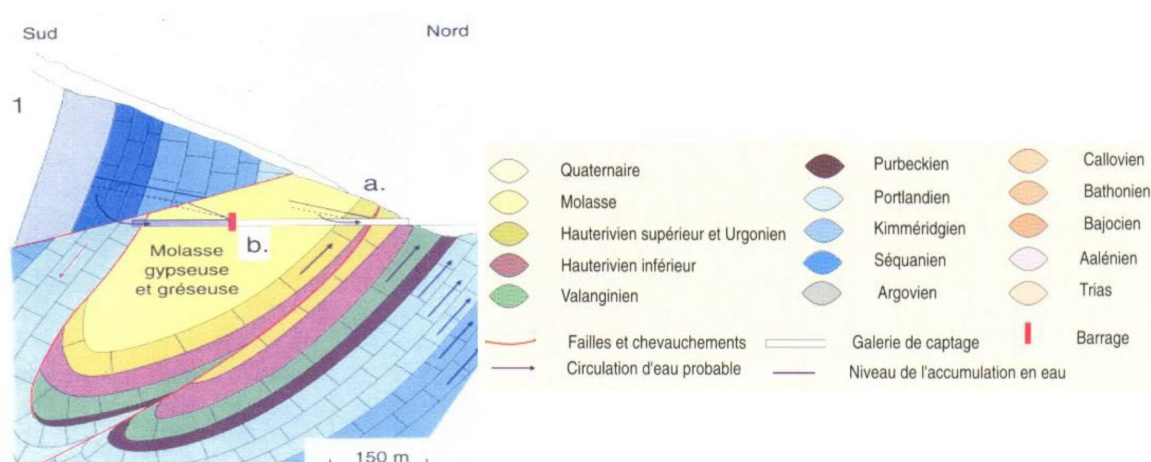


Fig. 2.1 Coupe géologique par la galerie de Pré-Dernier dans les Gorges de l'Areuse (d'après Meia 1986).

La galerie de captage de Pré-Dernier, faisant l'objet de la présente étude, constitue une de ces ressources en eau potable de la ville de Neuchâtel. Elle est située sur le versant nord de la Montagne de Boudry à environ 500 m à l'ouest de Champ-du-Moulin. Elle a été creusée à 630 m d'altitude à travers la charnière du synclinal de Val-de-Travers sur une longueur d'approximativement 700 m et recoupe essentiellement les formations du Crétacé et du Tertiaire (Fig. 2.1). Elle prend fin dans la séquence jurassique inverse de l'anticlinal de la Montagne de Boudry (également appelé anticlinal de Soliat), où l'aquifère karstique du Séquanien est exploité. Au niveau de son entrée, elle est surmontée d'une dizaine de mètres de zone non-saturée. En revanche, à son autre extrémité, plusieurs centaines de mètres de roches jurassiques (Malm) la surplombent.

Bien que la galerie de captage ait une longueur de 700 m, seuls les premiers 50 m sont accessibles pour l'observation directe. Les points d'observation définis pour les besoins de cette étude comprennent : trois fissures (i.e. A1, A2 et C3) caractérisées par des écoulements de type suintement (en anglais : seepage flow) ; le déversoir G4 qui collecte l'ensemble des écoulements provenant de la partie non-accessible de la galerie ; et le déversoir Dev qui collecte l'ensemble des écoulements de la galerie (i.e. parties inaccessible et accessible).

2.3.2 Censières (forêts du Jorat) et Grand-Bochat

Le site des Censières se situe dans les forêts du Jorat au NE d'Epalinges (canton de Vaud) à une altitude d'environ 900 m. Les forêts du Jorat sont la propriété de la ville de Lausanne et sont gérées par celle-ci. D'un point de vue géologique et hydrogéologique, la zone d'investigation est caractérisée par un sous-bassement molassique imperméable (i.e. molasse marine supérieure) recouvert de 4 à 5 m de dépôts morainiques – constituant l'aquifère – et d'une couverture de sol d'environ 60 cm d'épaisseur. De manière générale, la zone saturée a une épaisseur d'une vingtaine de centimètres et l'écoulement souterrain se fait plus ou moins en suivant la topographie (pente moyenne : 10 %). Plus en aval, à une distance d'approximativement 180 m de la place où les grumes ont été traités, une petite source – d'un débit d'environ 6 L/min – jaillit à l'endroit où la molasse affleure.

Le site du Grand-Bochat se situe, quant à lui, en terrain karstique dans le Jura neuchâtelois – entre les vallées de La Sagne et de La Brévine (canton de Neuchâtel) – à une altitude d'environ 1100 m. La zone d'investigation est caractérisée par la présence d'une grotte située sous une zone forestière gérée par la ville de Neuchâtel. La grotte, qui a un développement d'environ 20 m, se situe sous approximativement 15 m de calcaire non saturé (Malm, Jurassique supérieur) recouvert de près de 30 cm de sol. L'exutoire surveillé dans la grotte – distante d'environ 30 m de la place de traitement des grumes – est de type pérenne épikarstique et est issu d'une fissure dans le mur de la grotte. Cet exutoire a un débit de base de l'ordre de 0,1 L/min et son bassin d'alimentation a été estimé à 500 m² (Pochon 2004, rapport non publié). L'écoulement dans cette zone non saturée est essentiellement contrôlé par le pendage de la stratification (N/12°).

Enfin, il est encore à noter que les zones d'investigation sur les sites des Censières et du Grand Bochat sont situées en dehors de toutes zones de protection des eaux souterraines (i.e. zones de protection S1, S2 et S3).

2.4 CADRE EXPÉRIMENTAL

2.4.1 Instrumentation et suivi de la Galerie de Pré-Dernier

Afin d'identifier les contributions des différents sous-systèmes de la zone non saturée du karst à l'écoulement à l'exutoire dans la galerie de Pré-Dernier et de déterminer les temps de transit et la qualité de l'eau souterraine, trois zones de suintements (i.e. les points d'observation A1, A2 et C3) et deux déversoirs (i.e. Dev et G4) ont été suivis depuis octobre 2009 (Fig. 2.2 et Fig. 2.3). Le débit, la température et la conductivité électrique ont été mesurés manuellement à un intervalle de temps d'environ deux semaines. En outre, le suivi continu du débit aux points de suintement A1, A2 et C3 a été effectué au moyen de sondes de pression (DL/N 64, STS, Sirnach, Suisse) immergées dans des collecteur-déversoirs préalablement calibrés. Trois fluorimètres de terrain (GGUN-FL30, Albillia, Neuchâtel, Suisse), initialement conçus pour la mesure en continu de traceurs fluorescents (Schnegg & Costa 2003), ont permis le monitoring du TOC (carbone

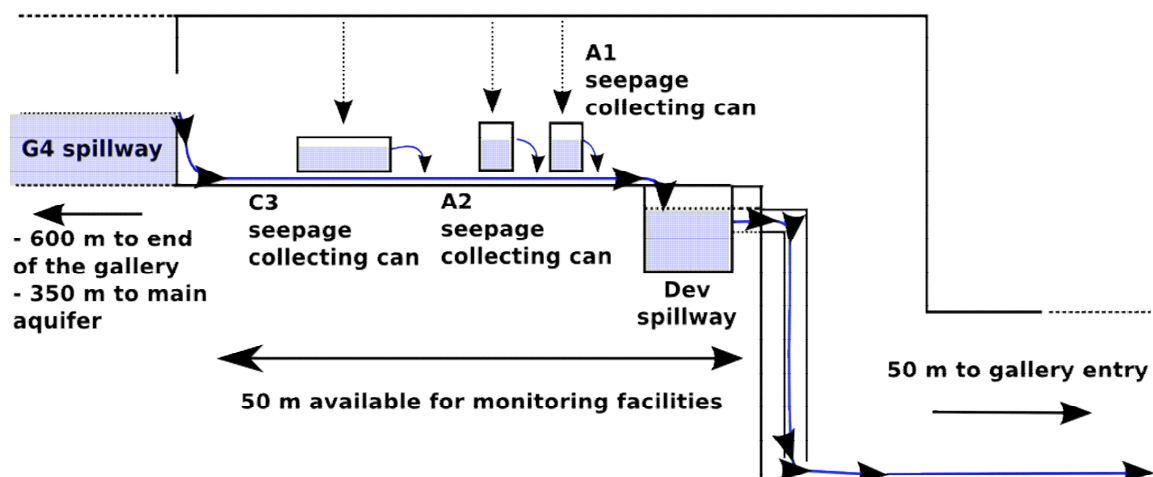


Fig. 2.2 Schéma conceptuel illustrant les points d'observation dans la galerie de Pré-Dernier (Gorges de l'Areuse).



Fig. 2.3 Illustrations du dispositif de mesure aux points de suintements C3 (à gauche) et A1 (à droite).

organique total) et de la turbidité. Ces fluorimètres ont été installés dans le déversoir Dev et aux points de suintement A1 et C3.

L'échantillonnage ininterrompu du radon aux points d'observation Dev, A1, A2 et C3 a été possible grâce à l'utilisation d'un circuit fermé à membrane semi-perméable (polypropylène) placés dans les bidons collecteurs. Depuis là, l'eau est pompée jusqu'à un détecteur composé d'une cellule de Lucas couplé à un photomultiplicateur. L'échantillonnage ininterrompu du gaz carbonique a été effectué dans le même circuit fermé. La teneur en gaz carbonique est ensuite déterminée par absorption infrarouge. La pression totale des gaz dissous a été déterminée au moyen d'un capteur de pression connecté à une extrémité d'un tube en silicone, l'autre étant immergée dans le collecteur. La pression totale des gaz dissous a été mesurée dans le déversoir Dev et aux trois points de suintement A1, A2 et C3.

Les teneurs en radon et en gaz carbonique et la pression totale des gaz ont été mesurées toutes les heures depuis mars 2010. En raison de la fréquence d'échantillonnage fixée à une heure, les valeurs obtenues sont susceptibles de montrer des oscillations périodiques menant à des séries temporelles complexes. En effet, les concentrations du radon sont affectées par des paramètres saisonniers et journaliers tels que les précipitations, la température et la pression atmosphérique (Edsfeld 2001). Ces données ont donc été traitées au moyen d'un filtre bas fondé sur des transformées de Fourier.

2.4.2 Dispositif expérimental aux Censières et Grand-Bochat

De manière générale, les expériences menées sur les sites des Censières et du Grand Bochat se sont déroulées dans des conditions similaires. Les principales caractéristiques des deux expériences sont synthétisées ci-dessous.

TRAITEMENT DES GRUMES

Lors des deux expériences, le traitement des grumes a été réalisé avec le pesticide cyperméthrine (Sintagro, Langenthal, Suisse), plus précisément la ζ -cyperméthrine (n° CAS :

52315-07-8 ; composée de quatre isomères). Selon les recommandations de la marque, 2,5 L d'une solution contenant 0,45 g/L de cyperméthrine pure doivent être appliqués par m³ de bois. Ainsi, sur le site des Censières, ce sont 50 g de cyperméthrine qui ont été appliqués sur la pile de grumes (environ 44 m³). En revanche, les forestiers neuchâtelois traitant uniquement les faces extérieures des piles de bois, seuls 5 g de cyperméthrine ont été appliqués sur le tas de grumes (environ 30 m³) sur le site du Grand Bochat, pour s'approcher au plus près des conditions locales concrètes. Le traitement des grumes a été effectué le 21 avril 2010 sur le site des Censières et le 23 mai 2011 sur le site de Grand Bochat.

IRRIGATION ARTIFICIELLE

Sur les deux sites, les piles de grumes – recouvrant une surface au sol d'approximativement 100 m² – ont été irriguées artificiellement. Ces irrigations ont été réalisées avec des asperseurs de jardin connectés à une pompe et un réservoir d'eau d'environ 4 m³. Alors que sur le site des Censières, trois précipitations de 30 mm ont été simulées deux, quatre et cinq jours après le traitement des grumes, des précipitations d'une intensité de 27 mm/h ont été appliquées en deux phases – de durées de respectivement 1 h et 20 min – deux jours après le traitement sur le site du Grand Bochat.

ECHANTILLONNAGE ET SUIVI

Le suivi, sous forme d'échantillonnage, de la cyperméthrine et de ses produits de dégradation, a été effectué lors des deux expériences sur une période d'approximativement 40 jours. Plusieurs points d'observation ont été définis pour les deux sites. Les points d'échantillonnage pour le site des Censières sont : sous la pile de grumes, c'est-à-dire à l'entrée du système sol, à l'aide d'une bâche tendue de 2 m² ; dans la solution du sol, à 15 et 45 cm de profondeur, au moyen de bougies poreuses en inox ; dans l'aquifère, au moyen des piézomètres installés à 15 et 60 m respectivement de la place de traitement des grumes, dans le sens de l'écoulement souterrain ; et à la source, située à 180 m de la place de traitement. Ceux pour le site du Grand Bochat sont : sous la pile de grumes, au moyen d'une rigole en PVC d'une longueur de 1 m (Fig. 2.4, à gauche); dans la solution du sol, à 40 cm de profondeur, au moyen d'une bougie poreuse ; et à l'exutoire



Fig. 2.4 Illustrations du dispositif d'échantillonnage et de mesure sur le site du Grand Bochat. A gauche : rigole récoltant l'eau ruisselant sous la pile de grumes (entrée du système sol) ; au centre : bâche récoltant l'eau à l'exutoire dans la grotte ; à droite : mesure en continu du débit au moyen d'une sonde de pression et d'un déversoir préalablement calibré.

dans la grotte, au moyen d'une bâche tendue (Fig. 2.4, au centre). Tous les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en verre, afin d'éviter l'adsorption du pesticide, puis transportés au laboratoire dans une glacière à une température d'environ 8 °C.

Outre le suivi de la cyperméthrine et de ses produits de dégradation, le débit, la température et la conductivité électrique de l'exutoire de la grotte de Grand Bochat ont été mesurés en continu (pas de temps de 2 min lors de l'irrigation artificielle, puis de 15 min lors de la suite de la période d'observation). Le débit a été mesuré au moyen d'une sonde de pression (DL/N 64, STS, Sirmach, Suisse) et d'un déversoir préalablement calibré (Fig. 2.4, à droite), alors que la température et la conductivité électrique ont été mesurées avec une sonde de conductivité (340i, WTW, Weilheim, Allemagne).

ANALYTIQUE

Comme mentionné ci-dessus, l'étude s'est également intéressée – outre au pesticide cyperméthrine – au devenir de trois produits de dégradation de cette dernière, à savoir le 3-PBA, le *cis*-DCVA et le *trans*-DCVA. Les deux derniers étant fournis dans le même standard, il n'est donc pas possible de quantifier individuellement ces métabolites et ils sont de ce fait combinés. Le protocole d'analyse en laboratoire comprend les étapes suivantes : extraction de la cyperméthrine, du 3-PBA et du DCVA ; dérivation pour les produits de dégradation ; et quantification des concentrations par la chromatographie en phase gazeuse. De plus amples informations concernant le protocole d'analyse sont données dans le rapport de Dousse (2011).

2.5 CARACTÉRISATION DES ÉCOULEMENTS SOUTERRAINS DANS LA ZONE NON SATURÉE DU KARST

2.5.1 Dynamique des écoulements souterrains dans la galerie de Pré-Dernier

Le suivi du débit dans la galerie de Pré-Dernier a permis de tirer quelques premières conclusions générales sur la dynamique des écoulements dans la zone non saturée des systèmes karstiques sous couvert forestier. De manière générale, les débits aux points d'observation A1, A2, C3 et Dev montrent une variabilité saisonnière avec quelques réponses aux événements de précipitations individuels, principalement en période de hautes eaux. Plus précisément, l'évolution du débit au déversoir Dev, collectant l'ensemble des suintements de la galerie, présente quatre périodes distinctes (Fig. 2.5) :

- une période de hautes eaux, s'étendant de début mars à fin mai 2010. Durant cette période, le débit varie entre 100 et 200 L/min et montre des réactions aux événements de précipitation individuels ;
- une période de récession, durant laquelle le débit diminue continuellement de 200 à environ 5 L/min. Cette période s'étend de fin mai à début août 2010 ;
- une période de basses eaux extrêmement stable, durant laquelle le débit varie entre 3 et 5 L/min. Cette période s'étend de début août à début novembre 2010 ;
- et finalement, une période de moyennes à hautes eaux, initié par un cumul 110 mm de précipitations durant la deuxième semaine du mois de novembre 2010 et s'étendant

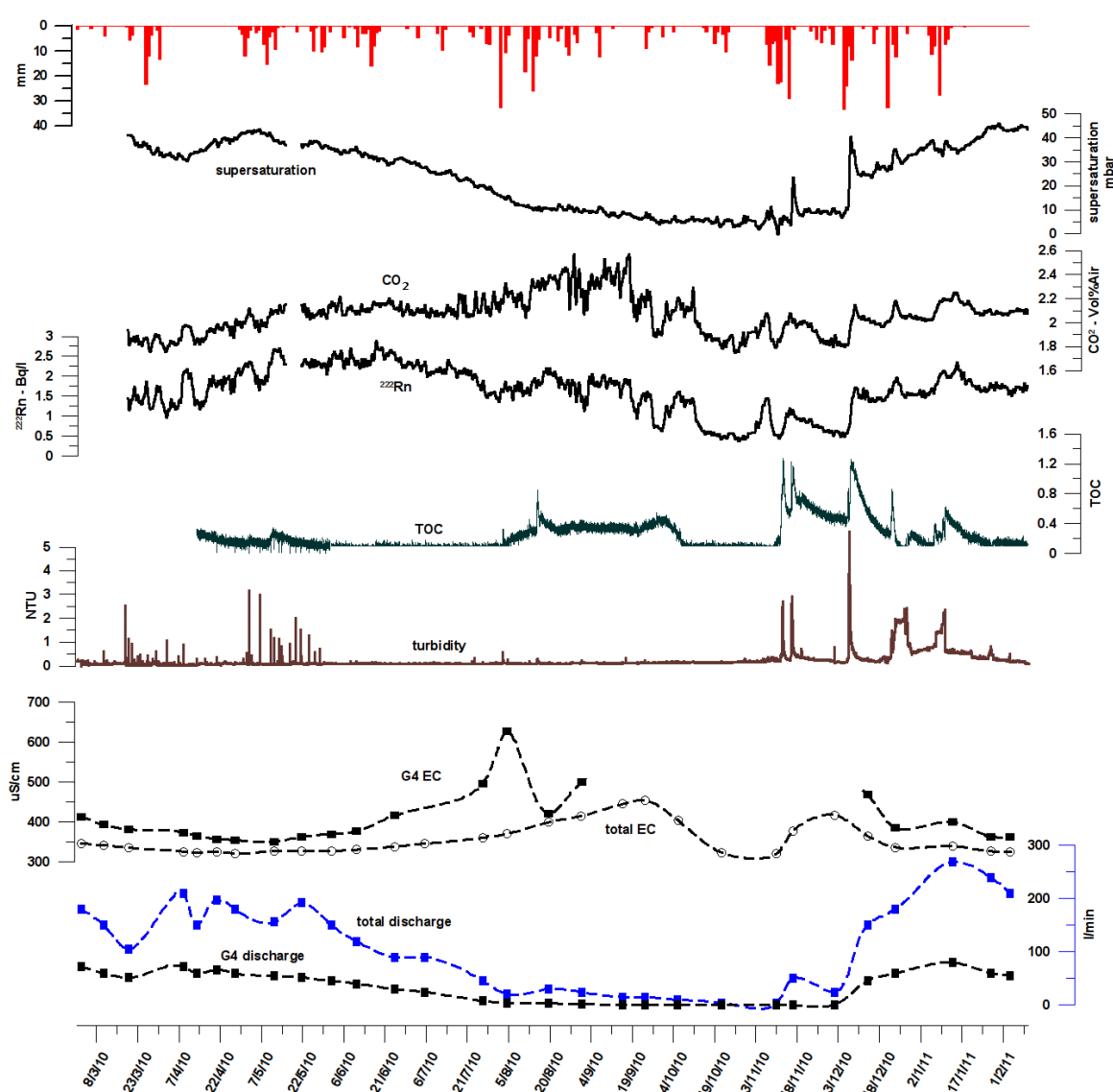


Fig. 2.5 Dynamique des paramètres naturels dans la galerie de Pré-Dernier.

jusqu'à début février 2011. Durant cette période, le débit augmente graduellement de 3 à plus de 280 L/min.

Le débit au déversoir G4 montre une réponse plus ou moins similaire à celle enregistrée au déversoir Dev (Fig. 2.5). Toutefois, le déversoir s'est tari dès début septembre et ce jusqu'à début décembre. En outre, aucune réaction aux événements de précipitations individuels n'est observée. Le déversoir G4, collectant les eaux s'infiltrant dans la partie profonde de la galerie, est surtout influencé par la molasse tertiaire et montre de ce fait un comportement typique des aquifères en roches meubles. Cette influence de la molasse tertiaire est principalement marquée par les teneurs élevées en SO_4^{2-} et $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ qui sont de respectivement 63 et 6 mg/L, contre 5 et 1 mg/L pour le point de suintement A1.

Il est intéressant de noter que, durant les périodes de récession et de basses eaux (i.e. fin mai à début novembre), les débits des cinq points d'observation dans la galerie ne réagissent pas aux différents événements de précipitation. Les précipitations sont donc vraisemblablement

majoritairement interceptées par la couverture forestière, en pleine croissance durant cette période là. Ceci démontre donc que les activités forestières ayant lieu durant cette période semblent moins susceptibles de causer des pollutions, en tout cas pour le site de Pré-Dernier.

2.5.2 Radon, gaz carbonique et pression totale des gaz dissous

DÉVERSOIR DEV

Le suivi du radon, du gaz carbonique et de la pression totale des gaz dissous a été initié en mars 2010. De manière générale, l'évolution de ces paramètres est cohérente avec la dynamique des écoulements souterrains (Fig. 2.5). En effet, suite à la fonte des neiges au mois d'avril 2010, la sursaturation augmente de 30 à 40 mbars et est accompagnée d'augmentations des teneurs en radon et en gaz carbonique. Ceci indique donc un accroissement de la contribution du sous-système du sol forestier et de l'infiltration directe à l'écoulement à l'exutoire.

La diminution du débit total de la galerie entre fin mai et début août 2010 est accompagnée de nettes diminutions de la sursaturation, du radon et du gaz carbonique. Ceci reflète, comme observé auparavant, l'interception de la majorité des précipitations par la couverture forestière et donc une alimentation de la galerie par le volume de roches peu perméables. La diminution de la contribution des autres zones de stockage est aussi confirmée par les valeurs croissantes de la conductivité électrique. Pendant la période des basses eaux, s'étendant d'août à novembre 2010, la sursaturation tend à disparaître. En effet, un débit faible (i.e. 3 L/min le 10 novembre 2010) permet l'équilibre entre la pression partielle des gaz dissous dans l'eau de la galerie et dans l'atmosphère. C'est pourquoi, les teneurs en gaz mesurées pendant cette période ne peuvent être utilisées pour une quelconque interprétation.

Enfin, suite aux précipitations remarquables (i.e. 110 mm) entre le 7 et 15 novembre 2010, un pic simultané de la sursaturation, du gaz carbonique et du radon est observé et marque à nouveau la contribution du sol forestier ainsi que l'infiltration directe à l'écoulement à l'exutoire. Ceci est aussi confirmé par l'augmentation synchrone de la matière organique qui provient principalement du sol. Cet événement est suivi par une succession similaire de pics et une augmentation du débit total en réaction aux précipitations entre le 5 décembre 2010 et le 12 janvier 2011. Une infiltration substantielle directement permise par une activité biologique très faible permet l'observation de ces pics.

Les mesures en continu du radon et du gaz carbonique mettent en évidence une évolution quasi parallèle de ces deux traceurs naturels. La combinaison d'une influence dominante du sol forestier et d'un épikarst faiblement développé explique vraisemblablement ce comportement. En effet, une forte contribution d'un épikarst serait reflétée par des concentrations divergentes de ces deux gaz (Savoy 2007).

POINT DE SUINTEMENT A1

Le suivi du déversoir Dev reflète les diverses contributions de tous les suintements de la galerie. Les résultats suivants se focalisent sur les données mesurées dans une seule de ces arrivées d'eau, à savoir le point de suintement A1 (Fig. 2.6), entre mi-novembre 2010 et fin janvier 2011. Comme mentionné ci-dessus, cette période correspond à la transition entre basses

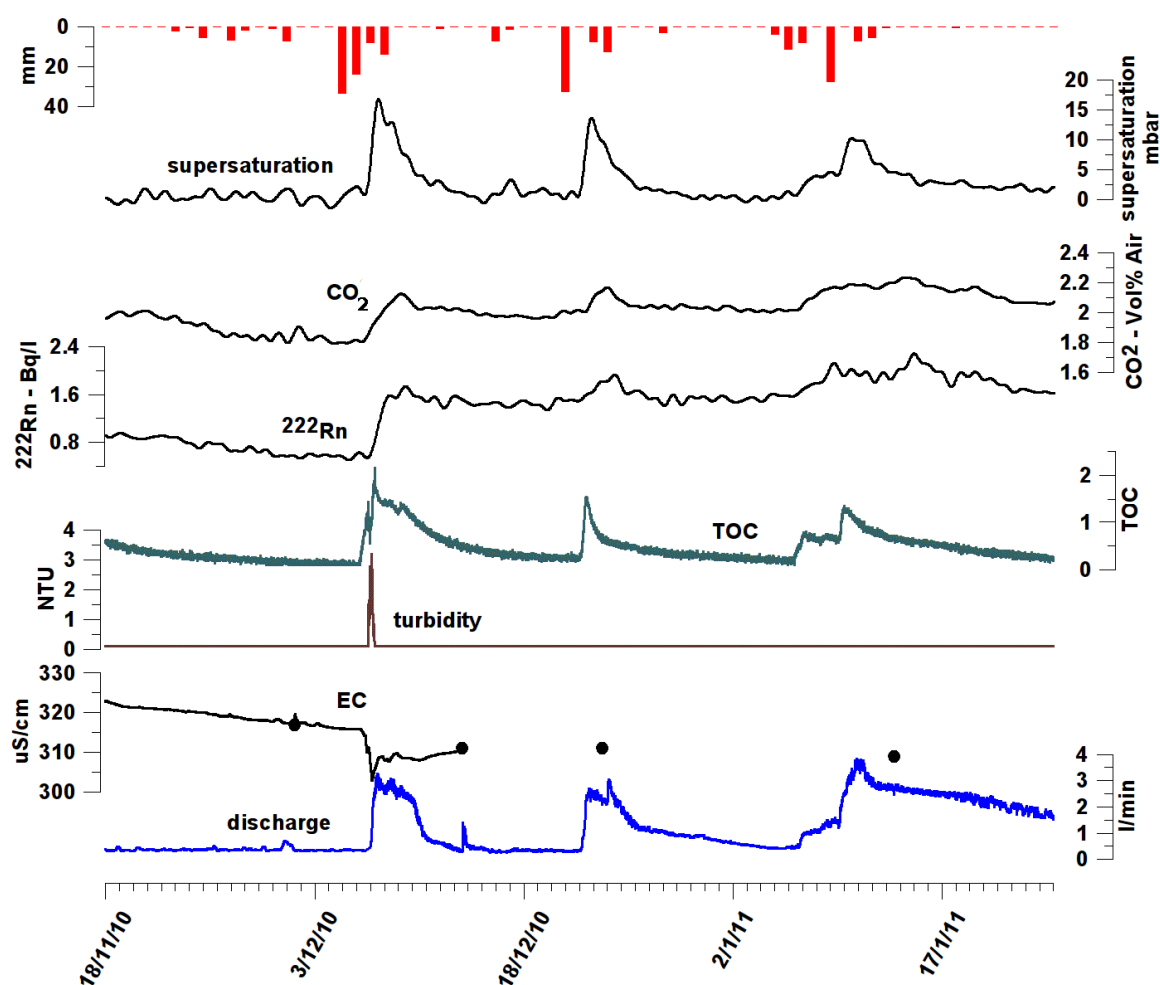


Fig. 2.6 Dynamique du radon, du gaz carbonique et de la pression totale des gaz dissous au point de suintement A1.

eaux et hautes eaux. Du fait de son bassin d'alimentation qui est sensiblement moins étendu, le débit au point de suintement A1 est de plusieurs ordres de magnitude inférieur au débit total de la galerie. Lors de l'ensemble de la période d'observation, son débit a varié de 0 à 4 L/min.

L'effet combiné de la fonte des neiges et une lame cumulée de pluie de 91 mm entre le 5 et le 8 décembre 2010 conduit à une augmentation substantielle du débit le 7 décembre 2010. Ainsi, le débit passe de 0,1 à 3 L/min. Le 7 décembre 2010 marque aussi le début de l'augmentation des teneurs des quatre paramètres naturels allochtones, à savoir la sursaturation, le radon, le gaz carbonique et la matière organique, mettant en évidence la contribution du sol forestier et l'infiltration directe. Une chute de la conductivité électrique et une augmentation de la turbidité en réponse à cette réaction hydraulique confirment cette observation (Amraoui *et al.* 2003).

Le carbone organique total atteint son maximum le 7 décembre, soit 48 heures après l'événement pluvieux important du 5 décembre. Les pics de la sursaturation, du radon et du gaz carbonique sont légèrement décalés, et leurs valeurs maximales sont atteintes respectivement après 60, 96 et 96 heures. Ce décalage observé entre les pics de matière organique, de sursaturation, du radon et du gaz carbonique peut être expliqué par la propension de ces derniers à

être contrôlés par des processus d'infiltration diffuse. La forme du pic de sursaturation, caractérisée par une période de récession courte, est à mettre au crédit du faible débit qui permet au gaz dissous dans l'eau d'atteindre un équilibre avec les gaz dans l'atmosphère ainsi qu'au processus de génération de la sursaturation lui-même. En effet, pendant un événement pluvieux, l'air contenu dans le sol subit une pression hydrostatique qui permet une dissolution plus importante des gaz dans l'eau (Holoher *et al.* 2002). Une fois cet événement de recharge terminé, la dissolution de gaz plus importante cesse. Ceci n'est pas le cas avec le radon et le gaz carbonique qui sont continuellement produits dans le sol, et dont le transport et la dissolution dans l'eau dépendent de la saturation en eau du sol. C'est pourquoi, après avoir atteint leurs pics respectifs, les teneurs de radon et de gaz carbonique ne retournent pas à leur niveau initial. Les événements pluvieux du 21 décembre 2010 et compris entre le 5 et le 13 janvier 2011 induisent un comportement similaire du signal, la différence principale étant les décalages temporels entre les pluies et les pics mesurés. Les variations de la sursaturation en sont un bel exemple. Le décalage passe de 60 heures après les précipitations du 5 décembre 2010, à 24 heures suite à celles du 21 décembre pour atteindre environ 12 heures en réaction à l'événement pluvieux du 9 janvier 2011. La saturation progressive du sol forestier en eau, permettant une meilleure infiltration dans le système, contribue à cette réponse. L'évolution synchrone de la sursaturation, du gaz carbonique, du radon et de la matière organique totale et leur forte corrélation avec les variations de débit mettent donc en lumière la contribution du sol forestier sur le comportement du suintement A1.

2.5.3 Conclusion

La galerie drainante de Pré-Dernier offre l'opportunité unique de comparer la dynamique d'éléments naturels d'origines différentes et provenant de bassins d'alimentations de tailles diverses. Ainsi, le déversoir Dev représente l'influence du bassin total, tandis que le suintement A1 n'est qu'une contribution parmi d'autres. Cette étude, bien qu'en cours, montre de premiers résultats encourageants. Une corrélation est mise en évidence entre le radon, le gaz carbonique et la sursaturation d'une part, avec la turbidité et la matière organique totale (deux paramètres typique du sol forestier) de l'autre. Les eaux provenant du sol peuvent effectivement être tracées par l'utilisation conjointe du radon, du gaz carbonique et de la sursaturation (Fig. 2.7). Le débit est également fortement lié à ces trois paramètres en A1, dont la dynamique se révèle ainsi être sous l'influence sensible du sol forestier. Ce comportement est également observable à l'échelle du bassin total. En effet, le radon et le gaz carbonique subissent une évolution simultanée dans le déversoir Dev.

Bien que la sursaturation ne soit pas communément utilisée lors des suivis hydrogéologiques, elle pourrait se révéler comme un paramètre élégant pour évaluer la dynamique des systèmes karstiques sous couvert forestier. Elle permet de se focaliser sur la période de transit de l'eau, la fonction d'entrée étant donnée par la pluie et la fonction de sortie par la signature de sursaturation à l'exutoire.

L'ensemble de ces résultats mettent clairement en évidence le lien étroit avec le fonctionnement du sol. Les études présentées au chapitre 3, quant à elles, mettent en évidence le rôle fondamental de la partie supérieure de ce dernier, l'épisolum humifère, formé des horizons O et A. Par conséquent, l'activité biologique, responsable de leur formation, apparaît comme le facteur-clé de régulation du transit hydrique, par des processus comme la structuration du sol ou

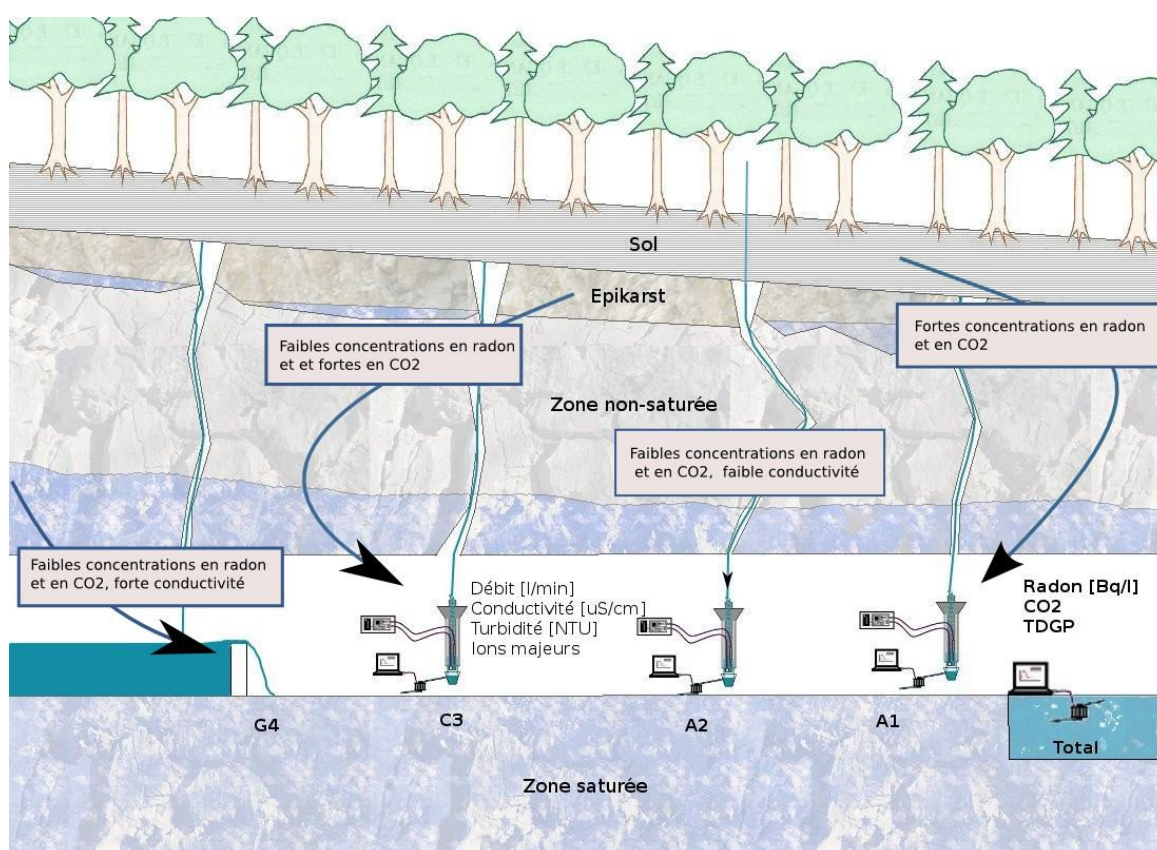


Fig. 2.7 Réponses observées selon la contribution des divers sous-systèmes à l'écoulement à l'exutoire.

encore la capacité de fixation et de décomposition des divers types de matières organiques, naturels ou artificiels. Le chapitre 3 « Sols et végétation » fournit les détails à ce sujet.

2.6 CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE EN MILIEU FORESTIER PAR LA CYPERMÉTHRINE SUITE AU TRAITEMENT DES GRUMES

L'étude portant sur l'évaluation du risque de contamination de l'eau souterraine en milieu forestier lors du traitement des grumes à la cyperméthrine a été menée sur les sites des Censières et du Grand Bochat. Le suivi de la cyperméthrine et de ses produits de dégradation s'est fait aussi bien à l'entrée du système sol, dans la solution du sol, dans la matrice du sol que dans l'aquifère. Bien que le comportement de ce pesticide dans le système du sol soit traité de manière détaillée dans le chapitre 3 « Sols et végétation », ces résultats ne peuvent être négligés pour évaluer le risque de contamination de l'eau souterraine et seront de ce fait également brièvement présentés ci-dessous.

2.6.1 Site des Censières

CONCENTRATIONS À L'ENTRÉE DU SYSTÈME SOL, DANS LA SOLUTION DU SOL ET DANS LA MATRICE DU SOL

La présence de cyperméthrine et de son produit de dégradation 3-PBA a été décelée dans tous les échantillons prélevés sous la pile de grumes à l'entrée du système sol (Tableau 2.1). Toutefois,

Tableau 2.1 Concentrations de cyperméthrine et de 3-PBA à l'entrée du système sol lors de l'expérience menée sur le site des Censières. - : non analysé.

Date	Pluie (mm)	Concentrations ($\mu\text{g/L}$)	
		Cyperméthrine	3-PBA
23.04.2010	30	744	-
26.04.2010	30	123	-
27.04.2010	30	5.1	480
02.05.2010	14	8.8	111
03.05.2010	2.5	1.7	5.5
04.05.2010	3	0.6	-
05.05.2010	7	1.5	33.7
08.05.2010	7	0.3	147.1
12.05.2010	14	6.3	6.9
14.05.2010	2	14.8	1.0
26.05.2010	14	2.3	-

les concentrations de ces produits varient sensiblement lors de la période d'observation. En effet, une arrivée massive de la cyperméthrine est observée dès les deux premières pluies simulées (i.e. 774 et 123 $\mu\text{g/L}$, respectivement) pour ensuite sensiblement diminuer et varier entre 14,8 et 0,3 $\mu\text{g/L}$. Le 3-PBA est, quant à lui, également présent dès les premières précipitations, mais perdure plus longtemps à de fortes concentrations. Ceci peut trouver son explication dans le fait que le 3-PBA a une plus grande solubilité que la cyperméthrine. A ce stade, le risque potentiel d'une contamination de la ressource en eau souterraine par le 3-PBA semble donc être réparti sur une plus longue période que pour la cyperméthrine.

Tableau 2.2 Concentrations de cyperméthrine et de 3-PBA dans la solution du sol lors de l'expérience menée sur le site des Censières. - : non analysé ; n.d. : non détecté ; n.d.* : présence de traces.

Date	Pluie (mm)	Concentrations ($\mu\text{g/L}$)			
		15 cm		45 cm	
		Cyperméthrine	3-PBA	Cyperméthrine	3-PBA
27.04.2010	30	1.9	3.7	1.1	n.d.
28.04.2010	30	-	-	n.d.*	1.2
01.05.2010	30	-	-	n.d.*	n.d.
04.05.2010	14	1.9	n.d.	-	-
05.05.2010	7	-	-	0.3	-
08.05.2010	2.5	-	-	0.5	n.d.
11.05.2010	3	0.1	n.d.	-	-
12.05.2010	7	-	-	0.5	n.d.

Tableau 2.3 Concentrations de cyperméthrine et de 3-PBA dans l'aquifère et à la source lors de l'expérience menée sur le site des Censières. - : non analysé ; n.d. : non détecté ; n.d.* : présence de traces.

Date	Pluie (mm)	Concentrations ($\mu\text{g/L}$)					
		Piézo 1		Piézo 2		Source	
		CYP	3-PBA	CYP	3-PBA	CYP	3-PBA
23.04.2010	30	-	-	-	-	-	-
24.04.2010	0	-	-	-	-	-	-
25.04.2010	0	n.d.*	0.2	n.d.	-	-	-
26.04.2010	30	4	n.d.	n.d.	-	-	-
27.04.2010	30	-	-	n.d.	-	-	-
28.04.2010	0	n.d.	n.d.	n.d.	-	-	-
29.04.2010	0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-	-
30.04.2010	2	n.d.	n.d.	n.d.	-	-	-
01.05.2010	14	n.d.*	n.d.	n.d.	n.d.	-	-
02.05.2010	14	n.d.*	n.d.	n.d.	-	-	-
03.05.2010	2.5	n.d.	n.d.	n.d.*	-	-	-
04.05.2010	3	n.d.*	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
05.04.2010	7	n.d.*	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
06.05.2010	0.5	-	-	0.1	-	-	-
07.05.2010	0	n.d.	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
08.05.2010	7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-	-
09.05.2010	4	n.d.	0.4	n.d.	n.d.	-	-
10.05.2010	2	n.d.	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
11.05.2010	7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-	-
12.05.2010	14	-	n.d.	n.d.	-	-	-
13.05.2010	0	n.d.*	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
14.05.2010	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-	-
15.05.2010	0	n.d.	n.d.	n.d.*	n.d.	-	-
16.05.2010	0	-	-	n.d.*	n.d.	-	-
17.05.2010	0	-	-	n.d.	n.d.	-	-
18.05.2010	0	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	-
19.05.2010	0	-	-	n.d.*	n.d.	n.d.	-
20.05.2010	0	-	-	n.d.*	n.d.	n.d.	-
21.05.2010	0	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	-
22.05.2010	0	-	-	n.d.	-	n.d.	-
23.05.2010	0	-	-	n.d.	n.d.	n.d.	-
24.05.2010	0	-	-	-	n.d.	n.d.*	-
25.05.2010	0	-	-	-	n.d.	n.d.	n.d.
26.05.2010	14	-	-	-	n.d.	n.d.*	-

Par rapport aux concentrations de la cyperméthrine et du 3-PBA à l'entrée du système sol, celles dans la solution du sol ont sensiblement diminué ou sont quasi nulles (Tableau 2.2). Une atténuation importante de ces produits prend donc place déjà dans la première couche du sol. Cette observation est confirmée par des teneurs importantes de la cyperméthrine (i.e. 41 µg/kg) déterminées dans la matrice de l'horizon A (environ 10 cm d'épaisseur). Cette forte atténuation de la cyperméthrine et de son produit de dégradation par adsorption par la matière organique et les particules minérales (complexe argilo-humique) dans la couche superficielle du sol exclut donc grandement un risque important de contamination des eaux souterraines.

CONCENTRATIONS DANS L'AQUIFÈRE ET À LA SOURCE

Au total, sept et onze échantillons prélevés respectivement au piézomètre 1 – situé à 15 m de la place de traitement – et au piézomètre 2 – situé à 60 m de la place de traitement – ont révélé la présence de cyperméthrine (Tableau 2.3). Seul un de ces échantillons, prélevé au piézomètre 1 trois jours après la première irrigation, a révélé une concentration de 4 µg/L. Tous les autres échantillons montrent des concentrations inférieures ou égales à 0,1 µg/L, valeur constituant la limite légale en Suisse pour des eaux souterraines destinées à l'eau de boisson. Parmi les échantillons récoltés à la source (distante de 180 m de la place de traitement), seuls deux échantillons – prélevés environ un mois après le début de l'expérience – ont révélé des traces de cyperméthrine (i.e. < 0,1 µg/L). Finalement, bien que détecté à deux reprises dans le piézomètre 1 à des concentrations de 0,2 et 0,4 µg/L, le métabolite 3-PBA n'a été décelé dans aucun des échantillons prélevés dans le piézomètre 2 et à la source.

Les zones de protection des eaux souterraines S2 et S3 – où l'utilisation de produits phytosanitaires et engrais est proscrite – s'étendent au minimum à 100 m et 200 m en amont de la prise d'eau. Dans une telle configuration, la place de traitement se situerait donc à l'intérieur de la zone de protection S2 du piézomètre 2 et de la zone de protection S3 de la source. Toutefois, les concentrations maximales de pesticide à ces points d'observation n'ont jamais dépassé la valeur limite légale (i.e. 0,1 µg/L).

2.6.2 Site du Grand Bochat

CONCENTRATIONS À L'ENTRÉE DU SYSTÈME SOL, DANS LA SOLUTION DU SOL ET DANS LA MATRICE DU SOL

Durant la période d'observation, cinq échantillons ont été prélevés sous les grumes à l'entrée du système sol (Tableau 2.4) et trois échantillons de solution du sol ont été récoltés à une profondeur de 40 cm (Tableau 2.5). De plus, un carottage du sol a été réalisé approximativement 50 jours après le traitement des grumes afin de déterminer la teneur en cyperméthrine dans la matrice du sol. Contrairement à l'expérience menée aux Censières, une arrivée massive du pesticide et de ses produits de dégradation lors des premières précipitations n'a pas pu être observée à l'entrée du système sol. En effet, les concentrations de cyperméthrine sont plus ou moins constantes à environ 15 µg/L durant toute la période d'observation. Les concentrations des produits de dégradation sont, quant à elles, plus ou moins identiques à celles de la cyperméthrine durant les deux premières semaines suivant le traitement des grumes pour ensuite sensiblement

Tableau 2.4 Concentrations de cyperméthrine et des produits de dégradation 3-PBA et DCVA à l'entrée du système sol lors de l'expérience menée sur le site du Grand Bochat.

Date	Concentration en $\mu\text{g/L}$		
	ζ -cyperméthrine	3-PBA	DCVA
25.05.2011 (12 :55)	15.5	13.3	16.8
25.05.2011 (16 :00)	15.7	17.5	14.2
07.06.2011	19.3	14.2	18.4
14.06.2011	11.0	8.2	4.4
20.06.2011	16.7	7.0	3.8

diminuer (i.e. 7-8 $\mu\text{g/L}$ et 3-4 $\mu\text{g/L}$ pour le 3-PBA et le DCVA, respectivement), bien que ces produits soient plus solubles que le pesticide.

Ces résultats démontrent que seule une petite fraction de la cyperméthrine appliquée lors du traitement des grumes est lixiviée vers le sol et l'aquifère sous-jacent. En effet, environ 4 % seulement (i.e. 0,2 g) du pesticide est restitué sous les grumes durant la période d'observation (cumul des précipitations : 130 L/m^2 ; surface au sol des grumes : 100 m^2 ; concentration moyenne de cyperméthrine : 15 $\mu\text{g/L}$). Ceci est principalement dû à la propriété hydrophobe de la cyperméthrine ayant pour conséquence un risque de contamination de l'eau souterraine limité. Ainsi, la majorité est retenue sur les grumes assurant de ce fait une protection à long terme sans que des traitements supplémentaires ne soient nécessaires.

Dans les solutions du sol, la cyperméthrine a uniquement été décélée dans le premier échantillon à une concentration environ huit fois inférieure à celle à l'entrée du système sol. Cette nette diminution de la concentration indique que les premières couches du sol ont déjà passablement atténué la charge en pesticide, principalement par des processus d'adsorption par la matière organique. Ceci est également confirmé par la teneur en cyperméthrine plus élevée dans la matrice des premières couches du sol. Cette observation appuie, ici aussi, le rôle prédominant de l'épisolum humifère et de l'activité biologique dans cette régulation du transfert.

CONCENTRATIONS À L'EXUTOIRE SOUS L'ÉPIKARST

L'évolution temporelle du débit et de la conductivité électrique à l'exutoire de la grotte de Grand Bochat en réponse à l'irrigation artificielle est illustrée dans la Fig. 2.8. L'expérience

Tableau 2.5 Concentrations de cyperméthrine et des produits de dégradation 3-PBA et DCVA dans la solution du sol lors de l'expérience menée sur le site du Grand Bochat. n.d. : non détecté.

Date	Concentration en $\mu\text{g/L}$		
	ζ -cyperméthrine	3-PBA	DCVA
25.05.2011	1.7	19.9	3.9
07.06.2011	n.d.	2.3	16.7
20.06.2011	n.d.	n.d.	n.d.

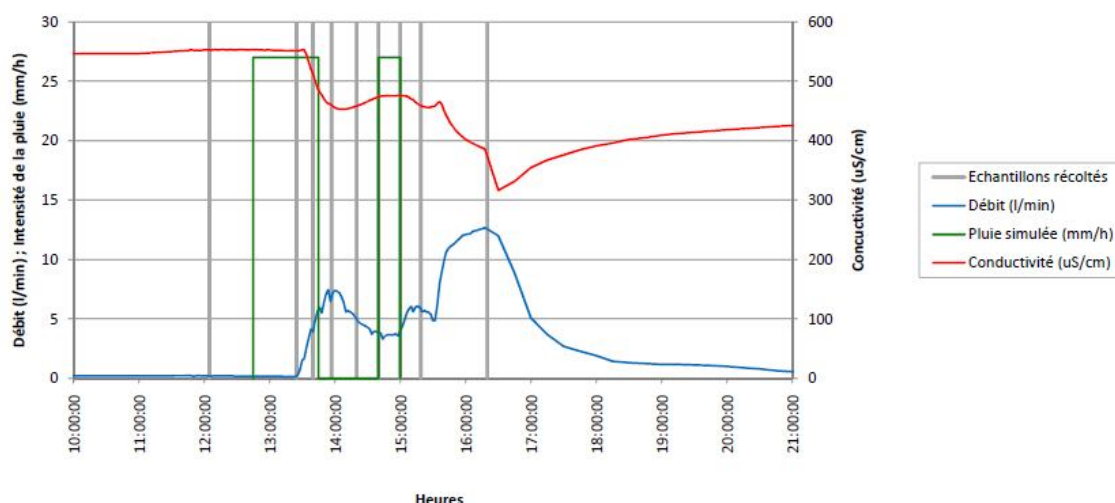


Fig. 2.8 Evolution temporelle du débit et de la conductivité électrique à l'exutoire dans la grotte de Grand Bochat suite aux événements d'irrigation artificielle. A noter que la troisième augmentation de débit correspond à la vidange accidentelle du réservoir dans le bassin d'alimentation de l'exutoire.

d'irrigation ayant été précédée d'une période de sécheresse, le débit initial à l'exutoire est proche du flot de base à 0,1 L/min. L'hydrogramme montre ensuite une rapide augmentation, débutant approximativement 40 min après le début de la première phase d'irrigation, suivie d'une récession plus lente. Le débit maximal de 7 L/min est atteint environ 30 min après le début de l'augmentation du débit. L'arrivée de l'eau fraîchement infiltrée (i.e. l'eau d'irrigation) à l'exutoire, indiquée par une diminution soudaine de la conductivité électrique, apparaît environ 50 min après le début de la première phase d'irrigation, soit 10 min après le début de l'augmentation de débit. Une réponse similaire – avec toutefois des temps de réaction plus courts – est observée suite à la deuxième phase d'irrigation.

Trois phases distinctes d'écoulement généralement admises dans la zone non saturée des systèmes karstiques (Perrin 2003) sont donc également observées ici :

- (i) une phase de réaction, où l'irrigation a déjà débuté, mais l'exutoire ne montre aucune réaction. La durée de cette phase dépend largement de la saturation initiale du sol, comme le démontrent les différents temps de réaction aux deux phases successives d'irrigation ;
- (ii) une phase piston, qui débute au moment de l'augmentation du débit et continue jusqu'à l'arrivée de l'eau fraîchement infiltrée. Durant cette phase, l'eau s'écoulant à l'exutoire correspond à l'eau préalablement stockée dans l'épikarst. Cette eau est mobilisée par un pulse de pression induit par l'augmentation de la charge hydraulique ;
- (iii) une phase d'écoulement mixte, où l'eau à l'exutoire est un mélange de l'eau de l'épikarst, du sol et de l'irrigation.

Les restitutions de la cyperméthrine, du 3-PBA et du DCVA à l'exutoire suite à l'irrigation artificielle sont illustrées dans la Fig. 2.9. D'une manière générale, les restitutions de ces trois produits sont inversement corrélées à l'évolution de la conductivité électrique. En effet, les concentrations maximales du pesticide et de ses produits de dégradation coïncident avec les

minimas de conductivité électrique, indiquant une participation à l'écoulement à l'exutoire de l'eau fraîchement infiltrée mélangée avec les eaux précédemment stockées dans l'épikarst et le sol (i.e. phase d'écoulement mixte). L'absence de cyperméthrine et de ses produits de dégradation dans le second échantillon – prélevé lors de l'augmentation du débit, alors que la conductivité électrique reste stable à des valeurs pré-événementielles – est en accord avec le concept de la phase piston, c'est-à-dire une contribution unique de l'eau préalablement stockée dans l'épikarst à l'écoulement à l'exutoire. Finalement, la présence étonnante de cyperméthrine dans le premier échantillon peut être attribuée soit à une contamination de l'échantillon lors du prélèvement, soit à une erreur analytique. Cette affirmation est notamment possible parce que cet échantillon a été prélevé avant le début de l'irrigation.

Les formes des courbes de restitution du pesticide et de ses produits de dégradation sont similaires. Toutefois, la concentration maximale du DCVA est de l'ordre de 4,3 µg/L, contre 1,2 et 1,3 µg/L pour les concentrations maximales de la cyperméthrine et du 3-PBA, respectivement. Les teneurs des trois produits à l'entrée du système sol étant plus ou moins identiques

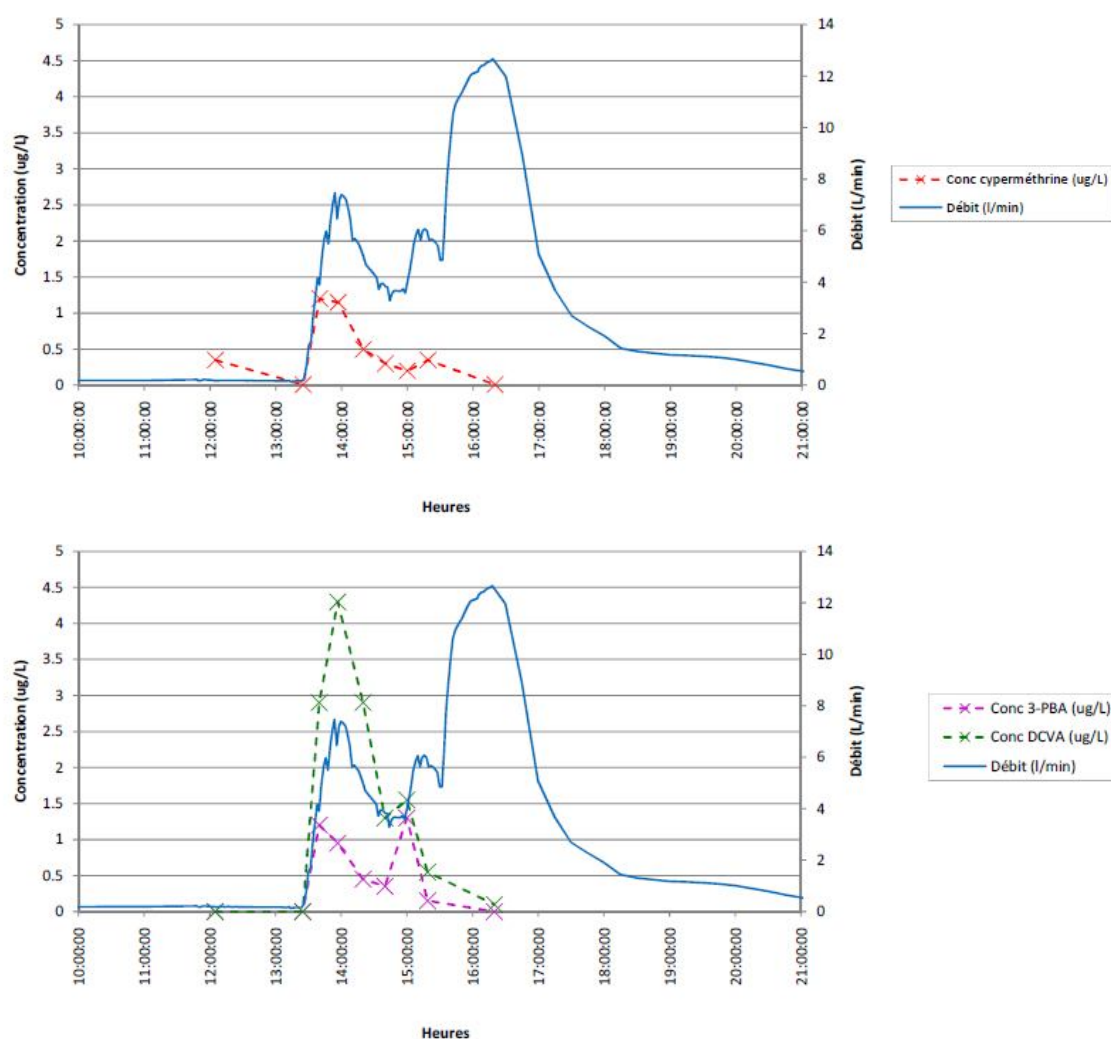


Fig. 2.9 Evolution temporelle des concentrations de cyperméthrine et de ses produits de dégradation à l'exutoire de la grotte de Grand Bochat suite aux événements d'irrigation artificielle.

(Tableau 2.4), il semble donc que le DCVA soit moins affecté par les processus d'adsorption dans le sol et l'épikarst. Ceci peut être dû à sa conformation chimique propre, qui le rend vraisemblablement moins apte à être capté par les acides organiques et autres molécules naturelles du sol.

La restitution totale de la cyperméthrine à l'exutoire durant l'expérience est de 450 µg, ce qui équivaut à un taux inférieur à 0,01 % de la quantité appliquée pour le traitement des grumes et un taux inférieur à 1 % de la quantité infiltrée dans le système sol. Les restitutions des produits de dégradation 3-PBA et DCVA sont, quant à elles, de 450 et 1500 µg/L, respectivement. En termes de taux de restitution par rapport aux masses infiltrées dans le sol, les résultats sont du même ordre de grandeur que pour la cyperméthrine, c'est-à-dire moins de 1 % pour le 3-PBA et environ 3 % pour le DCVA. Ainsi, plus de 99 % de la quantité de cyperméthrine appliquée sont restés sur la place de traitement des grumes.

Il est encore à noter que durant le mois ayant suivi l'expérience d'irrigation artificielle, aucun des 14 échantillons prélevés à l'exutoire dans la grotte n'a révélé la présence de cyperméthrine et de ses produits de dégradation. Ceci, bien que l'échantillonnage ait ciblé les périodes de recharge (Fig. 2.10) et que les concentrations à l'entrée du système sol soient plus ou moins constantes à environ 15 µg/L. Cette absence (ou présence en-dessous du seuil de détection) peut sans doute être imputée au phénomène de dilution. En effet, le bassin d'alimentation de l'exutoire dans la grotte est estimé à plus de 500 m² (Pochon 2004, rapport non publié), soit environ cinq fois plus que la surface d'entreposage des grumes irriguée artificiellement.

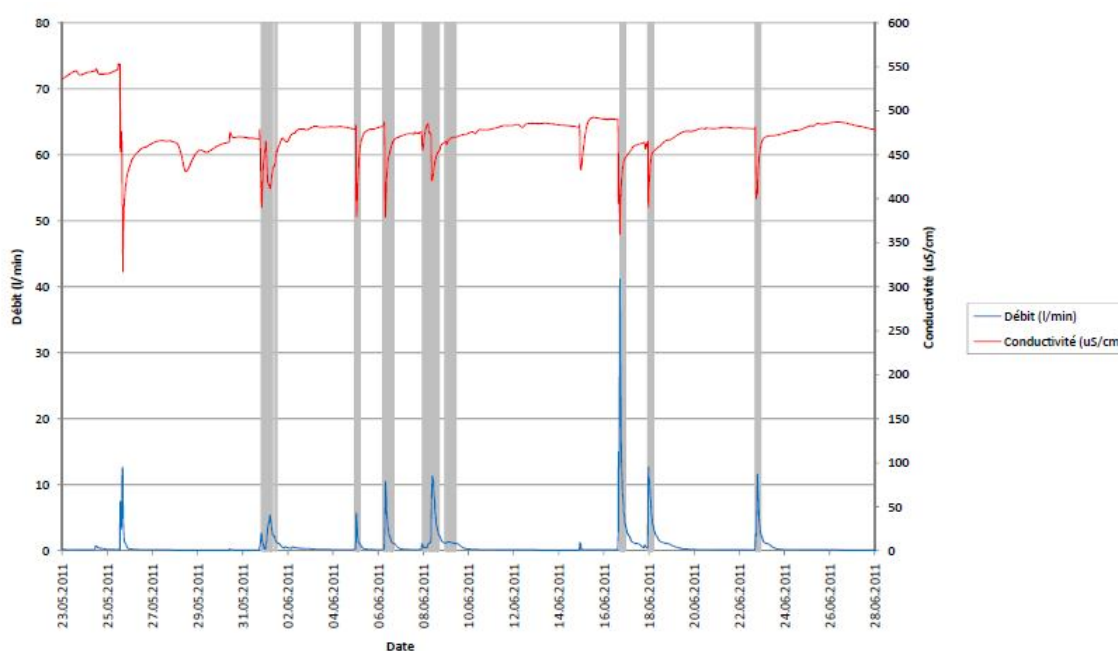


Fig. 2.10 Evolution temporelle du débit et de la conductivité électrique à l'exutoire de la grotte de Grand Bochat durant le mois ayant suivi l'expérience d'irrigation artificielle. Le programme d'échantillonnage est indiqué par les barres grises.

2.6.3 *Recommandations et conclusion*

Les résultats des expériences menées sur les sites des Censières et du Grand Bochat démontrent que, suite au traitement des grumes, la cyperméthrine et ses produits de dégradation peuvent atteindre les aquifères. Toutefois, quelques points sont à relever :

- sur le site de Grand-Bochat, la cyperméthrine est majoritairement retenue sur les grumes. En effet, environ 4 % seulement sont lixiviés vers le sol. Ensuite, plus de 99 % du pesticide lixivié vers le sol sont retenus par ce-dernier. Ceci empêche fortement un risque de contamination accru d'un captage d'eau souterraine ;
- sur le site des Censières, la concentration maximale de 4 µg/L a été décelée dans le piézomètre situé à 15 m de la place de traitement (i.e. distance équivalant presque à la limite extérieure de la zone de protection des eaux souterraines S1 !). Aux points d'observation plus éloignés (i.e. piézomètre à 60 m et source à 180 m de la place de traitement), la concentration maximale n'a jamais dépassé la valeur limite légale de 0,1 µg/L. Un choix judicieux de la place de traitement peut donc sensiblement diminuer le risque de contamination d'un captage d'eau souterraine ;
- l'irrigation artificielle a été effectuée directement et uniquement sur la pile de grumes couvrant une surface au sol d'environ 100 m². Il est ainsi fort probable que – lors d'événements de précipitations naturels – les réponses subissent une grande dilution ;
- les expériences se sont déroulées sous des conditions de recharge exceptionnelles survenant directement après le traitement des grumes ;
- vu l'importance, prouvée par les études présentées dans le chapitre 3 « Sols et végétation », de l'activité biologique sur la régulation du fonctionnement de l'épisolum humifère, une période de traitement bien choisie contribuera aussi à minimiser les risques.

Enfin, le risque de contamination de l'eau souterraine par la cyperméthrine et ses produits de dégradation suite au traitement des grumes existe, mais reste faible. Ceci, même dans un contexte hydrogéologique extrêmement vulnérable comme celui du site karstique du Grand Bochat. Un emplacement judicieux pour le traitement des grumes ainsi qu'un traitement au pesticide raisonnable (e.g. en allégeant les doses appliquées) diminuent le risque d'altération de la qualité de l'eau souterraine.

Sols et végétation

3.1 OBJECTIF ET HYPOTHESES DE TRAVAIL

On considère bien souvent que l'eau issue d'aquifères en forêt est pure. L'explication trouve son origine dans le fait que ce milieu naturel encore bien préservé est, sauf accident, rarement pollué par les activités humaines, contrairement aux zones agricoles qui sont amendées et aux zones urbanisées plus fortement polluées. Pour renforcer cette idée de pureté de l'eau issue d'aquifères forestiers, on évoque souvent que les sols forestiers naturellement riches en matières organiques sont d'excellents filtres pour les pollutions. Cette conception ne tient pas compte de la variabilité générale de l'écosystème forestier, particulièrement de ses sols, ainsi que des pollutions plus diffuses provenant de l'atmosphère. Depuis plus d'une vingtaine d'années, des recherches sont lancées dans ce domaine.

L'hypothèse de base du projet ALPEAU est que l'eau qui provient d'une forêt est potable grâce au sol et au sous-sol forestiers qui jouent le rôle de filtre en cas de pollution. En atteignant la surface du sol, l'eau traversera tout d'abord l'épisolum humifère³, caractérisé par des formes d'humus et considéré comme le carrefour principal, ou l'interface, entre le monde vivant et le monde minéral. La litière s'y transforme, la faune et la microflore du sol y sont les plus actives et, souvent, les plantes vasculaires s'y enracinent préférentiellement. Situé en surface de la couverture pédologique, il est la partie la plus exposée aux perturbations d'origine humaine (Gobat *et al.* 2010) ; en ce qui concerne le sol, c'est à ce niveau que le forestier, à travers ses interventions, aura le plus d'influence. Les caractéristiques propres des différentes formes d'humus influenceront la filtration de l'eau, tout comme le sol minéral en dessous, dont les paramètres spécifiques auront également un rôle important à jouer avant que l'eau ne gagne l'aquifère à proprement parler. A noter que cette hypothèse ne prend pas en compte le rôle du vivant dans les processus de purification de l'eau, que ce soit les racines absorbant certains

³ L'épisolum humifère est décrit comme l'ensemble des horizons supérieurs d'un solum contenant de la matière organique (horizons O, H et A) et dont l'organisation est sous la dépendance essentielle de l'activité biologique (AFES, 2009).

polluants, les vers de terre, dont les galeries favorisent l'écoulement de l'eau à travers les sols, ou encore les bactéries qui dégradent certains composés.

L'objectif principal de la partie sol et végétation du projet ALPEAU est de décrire l'influence de certaines variables dans les processus de filtration des polluants choisis pour cette partie expérimentale. Ces variables sont l'acidité (pH), l'épaisseur de l'horizon A, le type de forme d'humus, la fréquence ou la répétition des pollutions, et la structure du sol.

Les hypothèses secondaires qui en découlent sont les suivantes :

- (i) la filtration est moins efficace à pH acide ($\text{pH} < 4,0$) qu'à pH neutre ;
- (ii) plus l'horizon organo-minéral A est épais, plus la filtration est efficace ;
- (iii) plus un sol est structuré en agrégats stables, plus une pollution atteint rapidement l'aquifère;
- (iv) les formes d'humus accumulant de la matière organique et riches en acides organiques labiles filtrent moins bien que les formes d'humus actives et possédant une matière organique stable ;
- (v) la répétition des pollutions sur un même sol réduit sa capacité à filtrer efficacement les polluants.

Différentes problématiques ont été abordées dans le cadre des travaux réalisés au Laboratoire Sol & Végétation pour le projet ALPEAU. En premier lieu, une caractérisation spatiale des deux sites d'étude principaux, le Gibloux et les Gorges de l'Areuse, a été réalisée d'après une méthodologie originale fondée sur des unités cartographiques écosystémiques recoupant des données sur les peuplements, la phytosociologie et sur la typologie pédologique (formes d'humus et sol). En fonction de cette caractérisation détaillée des unités cartographiques, certaines d'entre elles ont ensuite été sélectionnées pour réaliser de manière plus focalisée des tests sur la conductivité hydraulique des sols et sur leur capacité de filtration des différents polluants organiques et inorganiques choisis pour cette étude. La section suivante présente dans les détails l'état de la recherche concernant ces polluants.

3.2 ETAT DE LA RECHERCHE

La dispersion des polluants dans l'environnement n'a cessé d'augmenter suite à l'expansion et l'intensification des activités humaines. L'air et l'eau sont leurs vecteurs principaux et les sols, lieu d'interactions complexes entre le substrat minéral, la matière organique, l'eau et l'air, participent activement à leur interception. Les polluants identifiés pour cette étude sont les éléments traces métalliques que sont le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le cadmium (Cd), ainsi que trois polluants organiques ; le benzène, le tétrachloréthène et la cyperméthrine. Le mercure (Hg) et les non-métaux que sont l'arsenic (As) et le sélénium (Se) n'ont pas été retenus pour des raisons de risques pour la santé.

Ces différents polluants, tous liés aux activités humaines en forêt ou non (industries, automobiles, exploitation forestière,...), ont été sélectionnés en raison des risques qu'ils représentent pour l'environnement en général et la santé humaine en particulier, de la forte probabilité qu'ils se retrouvent dans les eaux destinées à la boisson, du rôle important que la forêt

et les sols forestiers peuvent jouer dans leur dynamique et du peu d'études qui ont été réalisées sur ce sujet jusqu'à présent.

Nous reviendrons plus en détails sur ces polluants dans les chapitres suivants où un petit portrait de chacun d'entre eux sera proposé.

3.2.1 Polluants organiques

BENZENE

Le benzène (hydrocarbure aromatique de formule chimique C_6H_6) est un solvant très utilisé dans l'industrie chimique, et un précurseur important pour la synthèse chimique de médicaments, de plastiques, de caoutchouc synthétique ou encore de colorants. C'est un constituant naturel du pétrole brut, mais il est généralement synthétisé à partir d'autres composés organiques présents dans le pétrole. Le benzène est produit lorsque des composés riches en carbone subissent une combustion incomplète. Par exemple, il est produit naturellement dans les volcans ou pendant des incendies de forêts. Il est également présent dans la fumée de cigarette. La production industrielle mondiale de benzène était, en 1996, de 33 millions de tonnes dont 7 millions aux États-Unis, 6,5 millions dans l'Union européenne, 4,2 millions au Japon, 1,4 million en Corée du Sud et 1 million en Chine.

Le benzène possède une odeur caractéristique, avec un seuil de détection de 1,5 à 900 $mg \cdot m^{-3}$ d'air. Son inhalation à un taux très élevé est dangereuse pour la santé ; une exposition de cinq à dix minutes à un taux de benzène dans l'air de 2 % environ suffit pour entraîner la mort. Des taux moins élevés peuvent occasionner des somnolences, des vertiges, une accélération du rythme cardiaque, des maux de tête, des tremblements, la confusion ou la perte de connaissance. La dose létale par ingestion est de 50 $mg \cdot kg^{-1}$. L'ingestion de nourriture ou de boissons contenant des taux élevés de benzène peut occasionner des vomissements, une irritation de l'estomac, des vertiges, des somnolences, des convulsions, une accélération du rythme cardiaque, voire également la mort. Le benzène est classé parmi les substances cancérogènes (classe I).

Les risques sanitaires du benzène pour la population, mis à part les professionnels particulièrement exposés travaillant dans l'industrie pétrolière, chimique et pétrochimique, dans des laboratoires utilisant du benzène pur ou dans l'élaboration, le transport et la distribution des carburants automobiles, sont avant tout liés à une exposition dite environnementale.

Ce benzène environnemental est présent dans la pollution de fond urbaine liée à la circulation automobile et à toutes les autres formes de combustion incomplète (telle que les foyers domestiques). En tant qu'additif à l'essence, le benzène permet d'augmenter l'indice d'octane, agissant donc comme antidétonant. De ce fait, jusque dans les années 1950, l'essence contenait fréquemment quelques pourcents de benzène, quand il fut remplacé par le tétraéthylplomb dans les additifs antidétonants les plus utilisés. Cependant, le benzène a maintenant fait son retour dans de nombreux pays suite aux réglementations concernant la teneur en plomb de l'essence.

Le benzène est également très soluble dans les solvants organiques polaires, mais sa solubilité dans l'eau est assez faible. Aux États-Unis, les préoccupations concernant ses effets nocifs sur la santé et la possibilité de contamination des nappes phréatiques ont conduit à la mise en place d'une réglementation stricte concernant la teneur en benzène des carburants avec une limite

voisine de 1%⁴. En Suisse, cette même limite de 1% est fixée dans l'Ordonnance sur la protection de l'air (OPair). En revanche, aucune mention concernant le benzène n'est faite dans la législation suisse en matière de protection des eaux (LEaux et OEaux) et en matière de protection de l'environnement (LPE). A noter que l'Union Européenne fixe pour l'eau potable une concentration limite de 1 µg/l⁵.

TETRACHLORETHENE

Le tétrachloréthène, tétrachloroéthylène ou perchloroéthylène est un composé chimique de formule $\text{Cl}_2\text{C}=\text{CCl}_2$. La plupart des composés organiques se dissolvent dans le tétrachloréthène qui est un solvant. Il est quasiment insoluble dans l'eau, mais miscible dans la plupart des solvants organiques. Il est lipophile (attiré par la graisse) et dissout un grand nombre de substances telles que graisses, huiles ou résines. Ce composé organique volatil est surtout utilisé pour le nettoyage à sec de tissus et pour le dégraissage de pièces métalliques dans les industries automobile et métallurgique. On l'utilise également dans le finissage des textiles, l'extraction des huiles et des graisses, comme intermédiaire de synthèse et comme diluant pour peintures et vernis. On le trouve dans quelques produits de consommation comme des solvants pour la peinture ou pour enlever les taches. Avant leur interdiction pour cet usage, le tétrachloréthène servait à la fabrication de réfrigérants au fréon.

Le tétrachloréthène est faiblement toxique pour l'homme ; sa cible principale est le système nerveux central et il s'avère être un cancérogène hépatique pour la souris. Il pénètre préférentiellement par les voies respiratoires où l'absorption est rapide, il est également bien absorbé par l'appareil digestif et, sous forme liquide, par la peau. Le tétrachloréthène est dangereux pour l'environnement. Rejeté dans l'eau ou l'air, il se dégrade très lentement. Les machines de nettoyage à sec laissent échapper des vapeurs de tétrachloréthène dans l'air et produisent des boues chargées de tétrachloréthène qui peuvent être recyclées mais partent souvent dans les égouts. Rejeté dans l'eau, le tétrachloréthène perturbe le fonctionnement des stations d'épuration et est toxique pour les organismes aquatiques⁶.

La réglementation suisse sur la protection des eaux (OEaux) fixe comme exigences applicables au déversement dans les eaux et les égouts publics une moyenne mensuelle de 0,1 mg/l et une moyenne journalière de 0,2 mg/l (utilisation de tétrachloréthène pour le dégraissage des métaux). L'Union Européenne fixe, quant à elle, une concentration limite de 10 µg/l de pour l'eau potable⁷.

LA CYPERMETHRINE ET SES PRINCIPAUX METABOLITES

La cyperméthrine appartient à la famille chimique des pyréthrinoïdes de synthèse (Hendley 2008). Les pyréthrinoïdes sont des pesticides de synthèse similaires à la pyréthrine. La pyréthrine

⁴ <http://www.inrs.fr/accueil/produits/mediatheque/doc/publications.html?refINRS=DW%2022#exposé>
<http://fr.wikipedia.org/wiki/Benzene>

OFEV (2003): Le benzène en Suisse, Cahier de l'environnement N°350

⁵ Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

⁶ <http://fr.wikipedia.org/wiki/Perchloroethylene>

INRS (2004), Fiche toxicologique FT N°29

⁷ Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

est une substance chimique active naturellement produite par les fleurs de pyrèthre (*Chrysanthemum cinerariaefolium* et *Chrysanthemum cinereum*). Ces fleurs sont originaires du sud-est de l'Europe (Croatie, Albanie) et sont cultivées principalement au sud de l'Europe (Italie) et en Afrique centrale (Kenya, Tanzanie). Il existe six molécules différentes de pyrèthrine qui ont la particularité de s'attaquer au système nerveux des insectes. La pyrèthrine est également toxique pour les poissons. Les pyréthrinoides de synthèse sont apparus dans les années 1950 et ont été commercialisés à partir des années 1970. Depuis les années 1990, les quantités de pyréthrinoides utilisées ont dépassé les quantités d'organophosphates, les pesticides les plus largement utilisés auparavant. Les raisons d'une utilisation aussi large de ce type de pesticide sont les suivantes :

- Pour la plupart, ils sont très stables à la lumière, d'où une utilisation adaptée aux activités extérieures comme l'agriculture (plus grande consommatrice de pesticides).
- Ils sont hydrophobes et présentent donc un danger limité de contamination de l'environnement, car ils sont généralement adsorbés dans le sol sur le lieu d'application et peu lessivés vers les aquifères. Cette propriété a pour inconvénient qu'ils ont une forte tendance à s'accumuler dans les graisses animales.
- Dans les sols, ils ont une persistance très faible. Une fois lessivés, ils ne restent que quelques jours avant de se dégrader. Le danger d'une contamination pédologique sur une longue durée est donc faible.

Par ses propriétés physico-chimiques, la cyperméthrine est très peu mobile dans l'environnement. Elle est très peu volatile et ne se retrouve qu'en infime concentration dans la phase gazeuse. Sa solubilité est relativement faible, car la molécule est non polaire ce qui limite la quantité de pesticide qui se déplace en solution dans les eaux d'infiltration et de ruissellement. De plus, la cyperméthrine a une forte tendance à l'adsorption, c'est-à-dire à s'immobiliser sur les particules du sol (matière organique et particules minérales comme les argiles); les sols forestiers, contenant généralement beaucoup de matière organique, possèdent aussi une grande capacité d'adsorption. Le seul mode de propagation d'une quantité conséquente de pesticide sur une longue distance est le déplacement avec les sédiments dans les cours d'eau, à l'image de ce qui se passe avec les phosphates. La demi-vie varie énormément en fonction des caractéristiques du milieu (texture du sol, matière organique, conditions oxiques ou anoxiques, etc.), de l'activité microbienne et de la phase dans laquelle la cyperméthrine se trouve (gazeuse, solide ou aqueuse), mais s'avère être inférieure à 50 jours dans quasiment toutes les conditions. Avec cette propriété, la cyperméthrine ne persiste jamais longtemps dans l'environnement, ce qui réduit drastiquement la probabilité d'une contamination de l'eau à grande échelle et sur une longue durée.

La cyperméthrine n'est que modérément toxique pour la plupart des espèces, mais elle reste très toxique pour les poissons et peut poser des problèmes pour les populations aquatiques lorsqu'elle est présente dans l'eau ou les sédiments. Elle est aussi nocive pour les insectes et les tue par simple contact ou absorption. Chez l'homme, elle peut provoquer des maux de tête, des nausées ou des diarrhées lorsqu'elle est inhalée. Aucune étude n'a chiffré les doses véritablement dangereuses pour la santé humaine.

Tableau 3.1 Propriétés des produits de dégradation 3-PBA et DCVA (<http://www.sitem.herts.ac.uk>).

	3-PBA	DCVA
Nom chimique	3-phenoxybenzoic acid	3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethyl cyclopropanecarboxylic acid
Numéro CAS	3739-38-6	55701-05-8
Famille	Acide organique (acide faible)	Acide organique (acide faible)
Produit de dégradation	De nombreux pyréthrinoides de synthèse	De la cyperméthrine uniquement
Solubilité	16,9 mg/L	-
Coefficient de partage carbone organique/eau (Koc)	151,7 L/kg	53,4 L/kg
Demi-vie	Plus de 60 jours	12 à 62 jours (en laboratoire)

La solubilité et la persistance de la cyperméthrine sont relativement faibles et son adsorption sur les particules du sol est élevée, limitant ainsi les risques d'une contamination des eaux souterraines (Friberg-Jensen *et al.* 2003 ; Adam 2008).

La dégradation de la cyperméthrine produit deux métabolites principaux qui sont le 3-PBA (3-phenoxybenzoic acid) et le DCVA (3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethyl cyclopropanecarboxylic acid ; Tableau 3.1). D'après le peu d'information sur leurs propriétés qui a pu être trouvé dans la littérature, les métabolites de la cyperméthrine sont une menace potentielle de contamination des eaux souterraines et, au vu de leurs propriétés, ils sont même beaucoup plus susceptibles de contaminer les eaux souterraines que la cyperméthrine, car plus solubles et moins sensibles à l'adsorption et possédant une demi-vie plus longue (pour le 3-PBA). Néanmoins, le risque de contamination reste assez faible, car ces métabolites n'arrivent pas directement dans l'environnement mais passent d'abord par un processus beaucoup plus lent de dégradation de la cyperméthrine, ce qui en atténue les pics de concentration. Enfin, ces métabolites étant des acides, leur mobilité dépend fortement du pH du sol ; dans des conditions acides, ils auront tendance à se trouver sous forme non ionisée moins soluble et plus sensible à l'adsorption physique (liaisons plus faibles que dans le cas de l'adsorption chimique où les liaisons sont ioniques), réduisant ainsi leur mobilité et le risque d'une contamination des eaux souterraines (Calvet *et al.* 2005 ; Liu *et al.* 2007).

En Suisse, la concentration de chaque pesticide et chaque métabolite ne doit pas dépasser 0,1 (µg/L) et la somme des concentrations de tous les pesticides et métabolites pertinents (produits de dégradation des pesticides) ne doit pas dépasser 0,5 (µg/L) dans l'eau souterraine destinée à l'eau potable (OSEC et OEaux). À noter que la toxicité des métabolites de la cyperméthrine n'est pas connue, mais par mesure de précaution, ils sont considérés comme toxiques.

3.2.2 *Éléments traces métalliques*

Les éléments traces représentent tous les éléments chimiques naturels de la croûte terrestre dont la concentration est inférieure à 0,1 % = 1000 ppm. Ils contiennent des non-métaux comme par exemple l'arsenic et le sélénium, et des métaux comme le plomb, le zinc, le cuivre, le cadmium, le chrome et le nickel, plus communément appelés éléments traces métalliques (ETM).

Dans les sols forestiers, la présence des ETM est principalement d'origine naturelle suite à l'altération du substrat minéral et des phénomènes d'érosion (Colinet 2003). Contrairement aux

ETM d'origine naturelle, qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes, les apports d'origine anthropique sont présents sous des formes chimiques réactives comportant des risques pour l'homme (Baize 1997). La pollution dans les forêts est normalement faible et majoritairement causée par les apports diffus aériens d'origine lointaine (Colinet *et al.* 2004). Pouvant parcourir des centaines, voire des milliers de kilomètres, les ETM ont pour sources principales les installations de chauffage, les activités industrielles et les moteurs d'automobiles (Baize 1997). Les dépôts ont lieu à l'état humide ou sec et peuvent être interceptés par la végétation avant d'atteindre le sol (Maître & Jenni 2007). D'autres contaminations moins conséquentes proviennent des produits phytosanitaires pour la protection du bois entreposé et le façonnage, qui tendent à être interdits. L'autorisation très restreinte d'apport d'engrais ou d'autres amendements dans les forêts suisses évite de nombreuses atteintes à l'environnement, contrairement aux activités agricoles (Maître & Jenni 2007).

FORMES ET LOCALISATIONS

Dans les sols, la répartition des ETM dépend de phénomènes complexes résultant d'interactions entre de nombreux paramètres chimiques, physiques et biologiques et leur comportement varie selon les conditions du milieu. La forme chimique des ETM est probablement plus dangereuse pour le fonctionnement d'un sol qu'une augmentation de leur teneur. D'un point de vue pédologique, les horizons du sol participent aux échanges et à la transformation des ETM (Gobat *et al.* 2010). Pour la fixation des polluants, les paramètres importants sont les suivants : l'état hydrique, les conditions d'oxydoréduction, le pH, la texture (teneurs en argiles), la capacité d'échange cationique (CEC), les teneurs en fer et en calcaire, ainsi que la qualité et la quantité de matière organique (Sterckeman *et al.* 2006). L'eau est le principal vecteur des ETM dans les sols, à côté de transferts effectués par la faune du sol.

Le régime hydrique d'un sol dépend directement de la texture, de la structure et de la porosité qui définissent respectivement les forces de rétention, la circulation et les réserves en eau (Gobat *et al.* 2010). Seules les eaux de gravité ou libres alimentent les nappes profondes, soit verticalement soit obliquement dans les fortes pentes. Leur écoulement est rapide et se déroule uniquement pendant ou après des précipitations, allant de quelques heures à plusieurs semaines (Duchaufour 2001). Les particules minérales ou organiques, dissoutes dans la solution du sol, représentent la fraction dangereuse d'un point de vue d'éventuelles pollutions. Leur origine peut être atmosphérique, biologique, pédologique ou lithologique (Hegg *et al.* 2006). Elles interagissent par les lois d'équilibre physico-chimique avec les constituants du sol. Les activités biologiques interviennent aussi dans les transferts et l'accumulation via les mycorhizes, les bactéries, les racines, la faune du sol, les parties végétatives (feuilles et aiguilles), la litière, etc.

PROCESSUS D'ÉCHANGE ET DE FIXATION

Les interactions entre les constituants du sol et les ETM sont complexes. La composition des phases solide et liquide détermine la capacité de rétention en ETM. La solution du sol contient des concentrations très faibles d'ETM libres, ce qui implique que la vitesse des réactions est faible (Sigg *et al.* 2006). Les éléments se trouvent sous forme dissoute, complexée ou colloïdale par rapport aux constituants du sol et aux propriétés de transfert (Girard *et al.* 2005). Les ligands organiques et minéraux interviennent en fonction de la densité en sites, de la complexation

(formation d'édifices polyatomiques formés d'un ou plusieurs cations le plus souvent métalliques) et de la capacité de fixation des surfaces (Sigg *et al.* 2006). La grande surface des argiles représente un réservoir ainsi qu'un moyen de fixation tout comme les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, les bicarbonates, les chlorures, les sulfates et les phosphates (Girard *et al.* 2005). Les acides humiques et fulviques, deux molécules amphiphiles, c'est-à-dire possédant à la fois un groupe hydrophile et un groupe hydrophobe, participent activement à la fixation des ETM, tout comme les groupes carboxyliques, phénoliques ainsi que ceux contenant de l'azote et du soufre (Sigg *et al.* 2006). Il faut ajouter les processus d'affinité, de compétition et de complexation, ainsi que les forces de dispersion et de tension superficielle (Sigg *et al.* 2006).

LES ETM DANGEREUX POUR L'HOMME

Les ETM représentent surtout un danger sous la forme dissoute (Gobat *et al.* 2010). La notion de danger s'exprime par les utilisations anthropiques actuelles et par les paramètres spécifiques à chaque élément tels que la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité. Cette dernière s'exprime quand le besoin et la résistance des espèces sont inférieurs aux teneurs en ETM (Gobat *et al.* 2010). La biodisponibilité représente la quantité et l'état d'un élément pouvant être fixé par les organismes vivants du sol (Girard *et al.* 2005). Le concept de mobilité correspond au pouvoir de transfert des ETM vers des compartiments où ils sont énergétiquement de moins en moins retenus, la solution du sol étant l'ultime compartiment (Juste *et al.* 1995). La présentation ci-dessous de chaque élément retient uniquement les caractéristiques valables pour les milieux forestiers.

LE CUIVRE (CU)

Cet oligoélément est indispensable au développement de la vie (Campbell & Reece 2004). Réputé pour avoir une grande affinité avec la matière organique (Sigg *et al.* 2006), le cuivre ne montre que rarement des accumulations en surface et participe peu au cycle biogéochimique. Il est peu mobile sauf si les sols sont très acides. Les teneurs sont étroitement liées à celles en argiles. Les pollutions sont principalement issues des activités métallurgiques (Baize 1997).

LE ZINC (ZN)

Les teneurs totales sont modifiées par les forts apports atmosphériques issus des usines métallurgiques, d'incinération et des énergies fossiles. En Suisse, les dépôts varient entre 80-500 g/ha.an. Les végétaux absorbent facilement cet oligoélément, ce qui renforce son accumulation dans les horizons de surface grâce à son affinité pour les constituants organiques et minéraux. Son caractère soluble et très mobile augmente plus un sol est acide. Un gradient croissant s'observe souvent en lien avec les argiles et un gradient décroissant avec la teneur en matière organique (Baize 1997).

LE PLOMB (PB)

Apparemment, le plomb est le polluant le moins mobile dans le sol par son affinité élevée pour la matière organique. Les apports principaux sont les composés antidétonants estimés entre 87 et 536 g/ha.an. Une diminution s'observe depuis l'introduction de l'essence sans plomb à la fin des années quatre-vingt en Suisse et au début des années nonante en Europe. Les horizons OL, OF et OH sont capables d'en piéger jusqu'à 4000 ppm. Les accumulations de plomb en surface

semblent être un phénomène naturel qui peut néanmoins être accentué par les dépôts atmosphériques. Il existe une forte corrélation entre les teneurs en argiles et en plomb (Baize 1997).

LE NICKEL (Ni)

Les apports atmosphériques étant presque nuls, les teneurs mesurées sont par conséquent proches de l'état naturel. Le nickel est un oligoélément essentiel à la vie. Dans les sols, sa présence est fortement corrélée avec celle du chrome et sa concentration semble être reliée à celles du fer et des argiles (Baize 1997).

LE CHROME (Cr)

Dans les sols et dans l'eau, le chrome se trouve sous deux valences : Cr^{3+} ou Cr^{4+} , mais c'est la deuxième forme qui semble la plus mobile et la plus dangereuse. Dans l'ensemble, il présente une faible mobilité excepté lors des phénomènes de lixiviation. Non atmosphérique (c'est-à-dire qui se retrouve principalement à l'état solide dans la nature), il se retrouve uniquement à proximité d'usines. Tout comme le cuivre et le nickel, il a une affinité très forte avec le fer et les argiles (Baize 1997).

LE CADMIUM (Cd)

Dans les sols, sa faible concentration, souvent inférieure à 0,01 ppm, ne l'empêche pas d'être très toxique et de représenter un risque considérable en raison de sa grande mobilité et de sa biodisponibilité. Ayant pour origine les énergies fossiles et l'industrie, les pollutions au cadmium sont souvent supérieures aux concentrations naturelles, sauf dans certains sols formés sur des couches géologiques qui sont particulièrement riches en cet élément (Baize 1997). Le cadmium est faiblement lié aux argiles et sa mobilité dépend du pH ; plus les conditions seront acides et plus il sera mobile. Non essentiel à la vie, le cadmium peut être capté à la place du zinc (Sigg *et al.* 2006).

3.3 DESCRIPTION DETAILLÉE DES STATIONS D'ÉTUDE PRINCIPALES

3.3.1 Phytosociologie

Les sites du Gibloux et du Jorat sont soumis à des conditions stationnelles homogènes (exposition, altitude, pente, géologie, géomorphologie, pluviométrie et température) sur l'ensemble de la zone de test, contrairement au site des Gorges de l'Areuse situé le long d'un transect altitudinal où tous ces facteurs changent très rapidement. Cette différence se reflètera dans la description phytosociologique et pédologique qui sera faite dans les chapitres suivants, où la diversité des associations forestières et des types de sol rencontrés dans les Gorges de l'Areuse contraste avec la relative uniformité décrite pour les sites du Gibloux et du Jorat.

GIBLOUX

L'association forestière principale des forêts du site d'étude, situées à l'étage montagnard, est la hêtraie-sapinière (appartenant à la sous-alliance de l'*Abieti-Fagenion*) avec des variations locales suivant les conditions stationnelles d'humidité et d'acidité des sols. C'est ainsi que l'on

trouve localement une mosaïque constituée par l'*Abieti-Fagetum typicum*, l'*Abieti-Fagetum vacciniotosum myrtilli*, l'*Abieti-Fagetum stachyetosum sylvaticae* et l'*Abieti-Fagetum luzuletosum sylvaticae*. Cette association couvre 98% de la zone d'étude.

Là où les conditions stationnelles deviennent plus humides et alcalines, nous rencontrons tout d'abord la hêtraie à érable *Aceri-Fagetum typicum*, puis la frênaie à laîche à épis espacés avec adénostyle *Carici remotae-Fraxinetum adenostyletosum*, lorsque les conditions locales deviennent mouillées et encore plus alcalines. Ces deux associations forestières n'occupent toutefois que 2% de la surface de la zone d'étude.

GORGES DE L'AREUSE

Le versant nord des Gorges de l'Areuse choisi comme site d'étude est entièrement boisé avec un climat frais et humide et un faible ensoleillement. La neige peut y rester jusqu'au début du mois de juin. A l'étage montagnard inférieur, la hêtraie typique *Cardamino-Fagetum typicum* est une association forestière qui possède une amplitude écologique très large, appartenant à la sous-alliance du *Lonicero-Fagenion*. Outre le hêtre, espèce très dominante, on y trouve localement l'érable sycomore, l'orme et le sapin blanc, la présence de ce dernier étant souvent d'origine anthropique, favorisé par la sylviculture. La sous-association à orme *Cardamino-Fagetum ulmetosum* est présente sur les sols marneux compacts et fertiles du site d'étude très favorables au sapin blanc et à l'érable. L'orme montagnard est l'espèce différentielle accompagnée du pétasite blanc et de la laîche pendante. Enfin, la sous-association à séslerie et à calamagrostide *Seslerio-Fagetum calamagrostietosum* est plutôt présente sur les stations escarpées sèches, rocailleuses et ensoleillées du site d'étude. Les arbres sont trapus et peuvent manifester des signes de sécheresse. Outre le hêtre, l'épicéa et le pin, on y trouve des espèces thermophiles comme l'alisier, le nerprun des alpes, un tapis de graminées comme la séslerie bleuâtre, la calamagrostide bigarrée et les laîches, le chardon décapité ou encore la céphalanthère à longues feuilles. Les sols sont calcaires, superficiels à drainage intense, généralement sur marnes.

A l'étage montagnard moyen, la hêtraie typique fait place à la hêtraie à sapin, l'*Abieti-Fagetum typicum*, où elle occupe de grandes surfaces sur les versants ombragés. Les essences dominantes sont le hêtre, l'érable sycomore, le sapin blanc et l'épicéa avec en sous-bois le sorbier des oiseleurs et le chèvrefeuille noir. La strate herbacée est caractérisée par les cardamines à cinq et à sept folioles, les grandes fougères et des espèces caractéristiques comme l'élyme d'Europe et la fétuque élevée. La sous-association à pétasite blanc *Abieti-Fagetum petasitetosum* se trouve dans des conditions locales marquées par des sols marneux compacts favorisant le sapin blanc, l'érable sycomore et l'orme montagnard. Les espèces différentielles sont la laîche à épis pendants, la renoncule laineuse, le pétasite blanc, la fougère femelle et la crépide des marais. Une seconde sous-association, la hêtraie à sapin à valériane *Abieti-Fagetum valerianetosum* est présente sur les stations peu productives, sur sols filtrants très riches en squelette et pauvres en terre fine dans des pentes raides et sèches. La présence de l'épicéa favorise la formation d'un humus brut peu actif. Les espèces différentielles sont la valériane des montagnes, l'adénostyle glabre, la luzule des forêts et la pyrole unilatérale.

Trois associations forestières particulières sont également présentes dans le site d'étude en lien avec des facteurs extrêmes comme la présence d'éboulis et autres gros blocs. L'association

forestière pineraie à molinie faux roseau *Molinio-Pinetum* de l'étage montagnard (alliance du *Molinio-Pinion*) se trouve sur des pentes raides, marneuses et ombragées, sur terrain instable et très humide à sols peu évolués. Ce milieu est favorable à l'installation du pin sylvestre et, à plus haute altitude, du pin de montagne. Cette association peu productive de l'étage montagnard inclut également l'épicéa et l'alisier blanc pour former un peuplement ouvert laissant suffisamment de lumière pour qu'une riche strate herbacée composée notamment de la calamagrostide bigarrée, la séslerie bleuâtre et de nombreuses orchidées se développe. La pessière à asplénium vert *Asplenio-Piceetum* (alliance du *Vaccinio-Piceion*) est caractérisée par la présence de gros blocs stabilisés, dans un microclimat froid et humide. Cette association se trouve sur des sols recouverts de mousses, sans terre fine et très pauvres en éléments nutritifs. Un humus brut de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur isole la végétation, composée de bryophytes, de la myrtille, de l'airelle rouge, du lycopode des forêts, de la listère en cœur et de la pyrole unilatérale, du substrat minéral. L'érablaie à scolopendre *Phyllitido-Aceretum* (alliance du *Lunario-Acerion*) ou érablaie à langue-de-cerf est présente à l'étage montagnard dans de gros éboulis calcaires instables, ombragés et froid sur des sols superficiels pauvres en terre fine. Cette association particulière a une structure ouverte et est dominée par l'érable sycomore et les fougères avec comme espèces caractéristiques et différentielles la langue de cerf, la lunaire vivace et l'arabette des Alpes.

JORAT

Les bois du Jorat et plus précisément le lieu-dit « les Censières » ont été sélectionnés pour réaliser la partie de cette étude dédiée aux pesticides. Ce site d'étude situé à une altitude avoisinant les 900 mètres sur un versant exposé au sud-ouest est constitué d'associations forestières appartenant à l'étage montagnard inférieur.

L'association forestière principale est la hêtraie à millet *Milio-Fagetum* (appartenant à la sous-alliance du *Lonicero-Fagenion*), dont la sous-association acidophile occupe une large partie de ce versant frais et moyennement ensoleillé, laissant la place ponctuellement à la sous-association hygrophile le long des cours d'eau et dans les dépressions. La hêtraie à millet représente le climax climatique de l'étage montagnard inférieur entre 700 et 900 mètres avec une strate arborée composée du hêtre, du sapin blanc et de l'épicéa et une strate herbacée essentiellement composée d'espèces méso-acidophile telles que l'ortie jaune, la violette des forêts, la laiche des forêts et la fougère femelle et d'espèces acidophiles telles que la myrtille.

Là où les conditions stationnelles deviennent plus humides et moins acides, nous rencontrons la frênaie marécageuse *Pruno-Fraxinetum* (appartenant à l'alliance du *Fraxinion*) qui représente le climax stationnel des bassins sourciers. Le hêtre n'y a plus sa place et tant le sapin que l'épicéa y sont subordonnés au frêne et à l'aulne noir. La flore est dominée par les hygrophiles franches telles que la laiche aigüe, la laiche à épis espacés, le crépide des marais ou la renoncule rampante mais, à la différence des aulnaies pures, un fort groupe de mésophiles constitué d'espèces telles que la fougère femelle, l'ortie jaune, l'anémone des bois, la laiche des forêts ou le gaillet odorant est encore présent.

Enfin, là où le relief s'atténue, il n'est pas rare de constater la présence d'une sapinière à myrtille *Vaccinio-Abietetum* (appartenant à l'alliance de l'*Abieti-Piceion*) qui représente le pôle acidophile des forêts du Jorat. Cette association forestière dominée par le sapin blanc et l'épicéa

avec néanmoins une bonne présence du hêtre en sous-strate, se reconnaît à la dominance des espèces acidophiles telles que la myrtille et des bryophytes acidophiles à acidophiles extrêmes, ces dernières étant plutôt typiques des pessières subalpines.

3.3.2 Peuplements forestiers

GIBLOUX

Les peuplements du site du Gibloux sont de type régulier avec une structure horizontale à deux strates et un mélange contenant en moyenne 60% d'épicéa, mélange pouvant même atteindre 100% dans de jeunes perchis. Outre le hêtre en station, quelques rares sapins blancs ou érables sycomores viennent compléter les 40% restants. La répartition des différents stades de développement est relativement bien équilibrée sur toute la surface de la zone d'étude avec du recrû/fourré sur 21% de la surface, du perchis sur 11%, de la jeune futaie sur 29%, de la moyenne futaie sur 19% et de la haute futaie sur 21%.

GORGES DE L'AREUSE

Dans la partie du transect sélectionnée pour cette étude jusqu'à environ 950 mètres d'altitude, les forêts sont majoritairement constituées de peuplements réguliers appartenant aux stades de développement de la jeune, moyenne et vieille futaie et composées essentiellement du hêtre et du sapin blanc avec par endroit de l'épicéa, de l'érable et de l'orme. Les peuplements irréguliers, souvent jardinés, sont moins présents à basse altitude mais deviennent clairement majoritaires au-delà de 950 mètres d'altitude où l'épicéa est de plus en plus dominant accompagné du sapin blanc et de l'érable.

JORAT

Les forêts des bois du Jorat situées dans la zone concernée par cette étude sont de type régulier à deux strates avec un mélange dominé essentiellement par l'épicéa à 70% et le hêtre à 20%, ce dernier étant généralement cantonné en sous-strate, avec, suivant les stations, des essences telles que le sapin blanc, l'érable, le frêne et l'aulne noir. Le sapin et le hêtre peuvent même devenir dominants localement avec une présence plus ponctuelle de l'épicéa. Les peuplements forestiers sont plutôt jeunes et constitués en majorité de recrû/fourré et de perchis pour les deux-tiers de la surface, le dernier tiers étant constitué essentiellement de jeune et de moyenne futaie.

3.3.3 Couverture pédologique

GIBLOUX

Les sols du site d'étude du Gibloux sont homogènes et se rattachent aux sols bruns (BRUNISOLS). Ils présentent un pH compris entre 4,2 et 6,5 et sont en grande majorité sableux (> 50% de sable).

Les BRUNISOLS DYSTRITIQUES typiques représentent environ 85% de la surface étudiée. Les horizons A sont dans l'ensemble peu épais, peu voire pas structurés et très perméables. Les horizons S sont souvent humifères (horizons Sh), avec une structure polyédrique des agrégats et

présentent, dans certains cas, une couleur pratiquement similaire à l'horizon A sus-jacent. Les sols étant très filtrants, on peut supposer qu'une partie de la matière organique migre depuis les horizons supérieurs vers le bas du profil. Les valeurs de perte au feu permettent d'observer ce phénomène avec des horizons de profondeur contenant plus de 2% de matière organique, celle-ci pouvant aussi en partie provenir de la décomposition des racines mortes et des rhizodépôts. Les horizons Sh sont par ailleurs plus filtrants que les horizons S.

Les BRUNISOLS DYSTRITIQUES pseudoluviques représentent quant à eux environ 11% des sols du site d'étude (en surface). Le qualificatif pseudoluvique signale la présence d'un horizon à texture minéralogique fine. La superposition d'un horizon limono-sableux sur un horizon à texture nettement plus fine simule la morphologie d'un sol lessivé (LUVISOL), sauf que, dans le cas d'un BRUNISOL pseudoluvique, il n'y a pas de processus d'argilluviation ; la différence texturale est d'origine lithologique. Dans notre cas, il s'agit de colluvions de pente limoneux et fins d'origine glaciaire.

Enfin, les BRUNISOLS EUTRIQUES (environ 4% de la surface) sont situés en bas de pente. Cette Référence est attribuée en raison d'un degré de saturation en bases relativement élevé, ce qui se reflète d'ailleurs dans les valeurs de pH, qui dans notre cas sont toutes supérieures à 7.

GORGES DE L'AREUSE

Localisées dans la partie basse de la zone d'étude, les moraines cristallines permettent le développement de BRUNISOLS EUTRIQUES-REDOXISOLS, résultats de l'unique pédogenèse acide observée ici. Tous les autres sols ont un lien étroit avec le substrat calcaire.

Recouvrant une grande surface, les marnes et couches argileuses donnent naissance à des sols à traits rédoxiques, dont les plus marqués sont totalement décarbonatés ; c'est le cas pour le PELOSOL BRUNIFIÉ et le CALCISOL – REDOXISOL qui ne recouvrent que de petites surfaces. Dans l'ensemble, les marnes donnent naissance à des CALCOSOLS plus ou moins décarbonatés en surface, peu profonds, n'excédant pas 40 cm.

Les types de sols restants sont définis par le substrat calcaire dur et la taille du squelette joue un rôle très important. Dans les zones à forte proportion de terre fine, les sols les plus évolués regroupent les CALCOSOLS et, pour les sols plus minces et moins évolués, les RENDOSOLS. Dans les éboulis à gros blocs, le matériel minéral est comblé par de la matière organique humifiée donnant naissance aux ORGANOSOLS CALCAIRES dont les teneurs en argile sont très faibles. Enfin, au pied des parois rocheuses, les éboulis mobiles permettent le développement d'un PEYROSOL pierrique.

JORAT

Le type de sol caractéristique du site d'étude du Jorat est un BRUNISOL DYSTRITIQUE essentiellement sableux. Les horizons de surface (A, AS et S) sont limono-sableux (60% de sable et 25% de limon) avec un pH compris entre 4.2 et 4.9, tandis que l'horizon C (roche mère (molasse) altérée) est sablo-limoneux (75% de sable et 15% de limon) avec un pH de 4.8. La teneur en matière organique des horizons organo-minéraux est élevée avec plus de 10% pour l'horizon A et 6% pour l'horizon AS. La capacité d'infiltration du sol est faible et plus d'un jour

est nécessaire à l'eau pour atteindre la nappe située à 4 mètres de profondeur. A certains endroits se développent des NEOLUVISOLS, à pH encore plus acides et lessivage des argiles.

3.3.4 Formes d'humus

GIBLOUX

Six types de formes d'humus ont été décrits sur le site d'étude du Gibloux ; par ordre d'importance le dysmoder, l'oligomull, le dysmull-hémimoder, l'humimor, le mésomull et l'eumull. Les mulls représentent un très bon fonctionnement biologique sans accumulation de matière organique, ou seulement sur une faible épaisseur (peu de litière, horizon holorganique OL (« litière récente ») principalement). La transition reste nette avec l'horizon organo-minéral A et les horizons holorganiques O. L'eumull est la forme d'humus mull la plus active avec la présence éventuelle d'un horizon OL_n (litière fraîche), tandis que c'est la présence d'un horizon OL_v (litière vieille) qui différencie l'oligomull du mésomull plus actif, alors que la forme d'humus dysmull est la moins active avec l'apparition d'un horizon de fragmentation OF et la présence de mycélium. On retrouve ces formes d'humus là où les résineux sont peu ou pas présents et les conditions stationnelles moins acides comme dans la hêtraie à érable ou la frênaie à laîche à épis espacés avec adénostyle.

Les dysmoder font partie des formes d'humus moder qui représentent un fonctionnement biologique moyen avec une accumulation de matière organique et une différenciation marquée des horizons holorganiques (horizons OL et OF pour l'hémimoder auxquels s'ajoute un horizon OH ≥ 1 cm pour le dysmoder). L'horizon A moins épais que chez les mulls est souvent de structure massive ou particulaire et la transition avec les horizons holorganiques est progressive. Enfin, l'humimor fait partie des formes d'humus mor qui sont les moins actives avec une transition nette entre les horizons holorganiques OL, OF et OH (horizon d'humification), ce dernier étant présent partout sauf dans l'hémimor, une discontinuité marquée entre les horizons O et l'horizon minéral sous-jacent et une absence d'horizon A. On retrouve ces formes d'humus moins actives dans les hêtraies sapinières où les résineux ont tendance à dominer, tandis que, là où la myrtille avec sa litière coriace et acidifiante est présente en sous-bois, c'est la forme d'humus mor qui se développe.

GORGES DE L'AREUSE

Sur l'ensemble de la zone, trois grands types de formes d'humus ont été décrits lors des sondages : le mull, l'oligomull et l'amphimus. Le mull et l'oligomull, sont deux formes d'humus actives, déjà décrites au chapitre précédent, qui dominent jusqu'à environ 900 mètres d'altitude là où les hêtraies sont majoritaires. La forme d'humus amphimus représente quant à elle une superposition de caractères du mor et du mull (séquence verticale d'horizons de type OL, OF, OH superposée à un horizon A très grumeleux à forte activité biologique et épais). C'est dans les pessières au-delà de 900 mètres d'altitude que l'on rencontre cette forme d'humus peu active, là où la litière des épicéas, des myrtilles et des mousses s'accumule pour former des horizons holorganiques OF et OH épais.

JORAT

Sur la base du peu de littérature à disposition sur le sujet, complétée par de rapides observations de terrain, la forme d'humus dominante est le mull dans les peuplements dominés par le hêtre, tandis qu'on aura la possibilité de rencontrer des formes d'humus moins actives comme le moder ou l'amphimus sur des sols particulièrement acides, notamment ceux qui sont lessivés, là où les résineux sont dominants.

3.4 TESTS DE TERRAIN ET TESTS DE POLLUTION EN LABORATOIRE (METHODOLOGIE)

Cette partie revient d'une part sur les relevés de terrain réalisés pour chaque type de polluant sur les sites d'étude du projet et présente d'autre part les différents tests réalisés *in situ* et en laboratoire. Les essais en laboratoire sont là pour compléter les résultats issus des tests de terrain et permettent de travailler spécifiquement avec chacun des paramètres étudiés de manière plus maîtrisée qu'à l'extérieur en conditions réelles.

3.4.1 Polluants organiques

BENZENE, TETRACHLORETHENE ET CYPERMETHRINE (TESTS EN LABORATOIRE)

Relevés de terrain

Les sols des stations sélectionnées pour les relevés de terrain aux Gorges de l'Areuse et au Gubloux ont été décrits et échantillonnés au moyen de fosses pédologiques. Un suivi des eaux sur une année a été réalisé, lequel consista à collecter les eaux de pluie (interceptée ou non par la végétation) et les eaux de gravité dans les sols (Fig. 3.1).

Les eaux de pluie ont été récoltées grâce à des gouttières serpentant autour du tronc d'un épicéa et d'un hêtre (eaux de pluie d'écoulement) et de pluviomètres en PVC placés sous le houppier de ces mêmes arbres (eaux de pluie d'égouttement). Les eaux de gravité ont quant à elles été récoltées au moyen de lysimètres placés sous chaque horizon pédologique.

Analyses en laboratoire

Les échantillons d'eau collectés sont passés au chromatographe en phase gazeuse pour obtenir un panorama complet des molécules organiques, puis au spectromètre de masse où seuls les métaux lourds ont été analysés.

L'analyse des échantillons de sol a permis de mesurer leur humidité résiduelle, leur pH, leur teneur en matière organique et en carbone organique, leur texture, leur stabilité structurale et leur teneur en acides humiques et fulviques. L'ensemble de ces analyses en



Fig. 3.1 Illustration du dispositif de collecte des eaux de pluie sur le site d'étude des Gorges de l'Areuse.

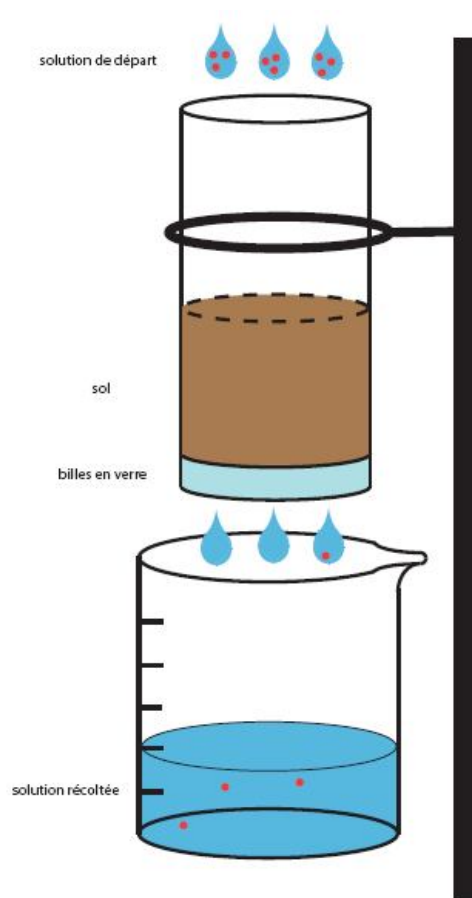


Fig. 3.2 Dispositif de percolation en laboratoire.

laboratoire figure dans le guide des analyses en pédologie (Baize 2000).

Tests en laboratoire

Le dispositif expérimental est constitué d'un tube en pyrex R fixé à un statique, le fond étant bouché par une toile en nylon avec un maillage de 2 mm, le tout est placé au-dessus d'un béccher d'une contenance de 2 litres le plus proche possible du bas du tube en pyrex pour éviter les pertes par éclaboussures. La solution-mère est obtenue en ajoutant respectivement 37 microlitres de tétrachloréthylène, 80 microlitres de benzène et 25 microlitres de cyperméthrine, et en diluant le tout dans 25 litres d'eau déminéralisée.

Une couche de 2 cm de billes de verre d'un diamètre de 3 mm est ajoutée entre la toile de nylon et l'échantillon de sol afin d'éviter que cette dernière ne se colmate avec les particules de terre fine. Les billes utilisées sont plus grandes (diamètre de 1,3 cm) lorsqu'il s'agit d'échantillons provenant de formes d'humus. Cette procédure a été réalisée pour chaque échantillon de sol récolté sur le terrain (Fig. 3.2).

Une fois que le sol est placé dans le tube, il est légèrement tassé pour aplanir la surface. L'ensemble est ensuite immergé dans de l'eau déminéralisée pendant une heure de manière à saturer la porosité. Après complet ressuyage de l'eau de gravité, un litre de solution-mère est versée en une fois, en prenant garde de ne pas créer une dépression dans l'échantillon qui risquerait de causer un écoulement préférentiel. Cinq des six tubes reçoivent la solution-mère tandis que le dernier reçoit de l'eau déminéralisée comme témoin.

CYPERMETHRINE ET METABOLITES (TEST IN SITU DE TRAITEMENT DE GRUMES EN FORET)

Outre le pesticide cyperméthrine, trois métabolites ont été étudiés ; le 3-PBA, le *cis*- et le *trans*-DCVA. Pour pouvoir analyser ces molécules, de petites quantités quasiment pures de chacune d'entre elles synthétisées artificiellement sont nécessaires. Ces échantillons sont appelés standards. Tous les standards sont disponibles à l'exception du DCVA où le *cis*- et le *trans*-DCVA sont fournis dans le même standard, rendant ainsi impossible la distinction des deux isomères de cette molécule.

Tests de terrain et dispositif d'échantillonnage

Les grumes entreposées ont été traitées avec un produit contenant 10% de cyperméthrine pure obtenu dans le commerce. Ce produit est dilué à 0,45% (c.-à-d. une dilution de 0,45 litres dans

100 litres d'eau) et 2,5 litres de cette solution sont appliqués par mètre cube de bois. Cette concentration de cyperméthrine dans l'eau dépasse largement sa solubilité (entre 4 et 10 µg/L), ce qui fait qu'elle est en fait appliquée sous forme d'aérosol, c'est-à-dire d'un mélange entre molécules de cyperméthrine dissoutes et précipitées.

Les concentrations du pesticide et de son principal métabolite dans l'eau ont ensuite été suivies à différents endroits : a) directement sous les grumes au moyen d'une bâche en polyéthylène avant de s'infiltrer dans le sol, b) dans la zone non-saturée du sol sous les grumes au moyen de bougies poreuses en inox placées à 15 et 45 cm de profondeur (solution du sol ; c.-à-d. l'eau de gravité et l'eau contenue dans les pores moyens du sol), c) directement dans la nappe à environ 4-5 mètres de profondeur au moyen de piézomètres installés à respectivement 15 et 60 mètres de distance des grumes traitées dans la direction supposée de l'écoulement souterrain, et d) à la source au moyen d'échantillonneurs automatiques. La source se trouve à une distance horizontale de 180 mètres du lieu de traitement des grumes pour un dénivelé d'une vingtaine de mètres.

Méthode d'analyse de la cyperméthrine et de ses métabolites

Les échantillons prélevés sur le terrain sont ensuite analysés en laboratoire suivant un protocole impliquant dans l'ordre les étapes a) d'extraction de la cyperméthrine, du 3-PBA et du DCVA, b) de dérivation pour le 3-PBA et le DCVA, et c) de quantification des concentrations au moyen d'un chromatographe en phase gazeuse.

L'extraction de la cyperméthrine se fait au moyen d'une extraction liquide-liquide par du dichlorométhane utilisé comme un solvant d'extraction. Lors de l'extraction de la cyperméthrine, le 3-PBA et le DCVA ne sont pas solubilisés et restent dans l'eau. Cette eau est ensuite récupérée et utilisée pour extraire ces métabolites au moyen d'une extraction sur phase solide. Ce type d'extraction consiste à absorber le métabolite recherché sur une phase solide en faisant passer l'échantillon à travers un sorbant, puis de le récupérer en faisant passer un solvant à travers ce sorbant. Les extraits obtenus sont ensuite analysés au chromatographe. La chromatographie gazeuse permet d'analyser et de quantifier les concentrations des différents composés dans les échantillons.

3.4.2 Eléments traces métalliques (ETM)

RELEVES DE TERRAIN

Trois stations forestières différentes des Gorges de l'Areuse ont été choisies pour effectuer les échantillonnages. Ces stations représentent des situations qui varient en fonction de l'altitude, du substrat minéral, du type de sol et de la végétation :

La station A se situe à environ 680 mètres d'altitude sur de la moraine de fond, sur substrat argilo-sableux cristallin, avec présence d'argiles décarbonatées sans squelette calcaire, de galets alpins arrondis et généralement striés. Le type de sol est un BRUNISOL EUTRIQUE-REDOXISOL à mésomull peu actif et l'association forestière principale est une hêtraie typique (*Cardamino-Fagetum*).

La station B se situe à environ 780 mètres d'altitude sur des marnes altérées en place sur substrat argileux calcaire sans squelette. Le type de sol est un CALCOSOL leptique à oligomull actif mycogène et l'association forestière principale est une hêtraie-sapinière à pétasite (*Abieti-Fagetum petasitetosum*).

La station C se situe à une altitude d'environ 950 mètres sur éboulis, sur un substrat limono-sableux calcaire avec une forte proportion de blocs anguleux et peu de terre fine. Le type de sol est un ORGANOSOL CALCAIRE humique à tangel et l'association forestière dominante est la pessière à asplenium (*Asplenio-Piceetum*).

En vue de l'analyse des ETM, les eaux de pluie et les dépôts secs ont été récupérés au moyen d'un système muni d'un entonnoir et d'un bidon surmonté d'une bâche en plastique et installé sur le sol de la station B sous un érable sycomore, un hêtre et un sapin. Ce système a permis de recueillir 150 litres en un peu moins d'un mois. Dans chacune des trois stations, quatre carottes de sol intactes ont ensuite été prélevées jusqu'à une profondeur dépendant de l'épaisseur des sols et des horizons à échantillonner.

TESTS EN LABORATOIRE

Pluies artificielles

Les échantillons de sol prélevés ont été saturés d'eau de pluie en laboratoire puis égouttés jusqu'au point de ressuyage, afin d'éliminer le surplus d'eau correspondant à l'eau de gravité. Cette application permet de réduire le passage de l'eau le long de la paroi des carottiers.

Les colonnes de sol ont ensuite été soumises à des pluies artificielles enrichies en ETM à partir de l'eau de pluie récoltée sur le terrain. Les concentrations en ETM des solutions enrichies correspondent respectivement à 100 et 10 ans de dépôts atmosphériques pour le cuivre, le zinc, le plomb, le nickel, le chrome et le cadmium. Le procédé consiste à verser 200 ml de chacune des deux solutions enrichies sur des carottes de sol différentes, ainsi que 200 ml d'eau de pluie récoltée sur le terrain sur deux carottes de sol témoins. Puis, des pluies correspondant à deux fois 200 ml ont été ajoutées sur toutes les carottes à intervalles d'une heure dans le but de simuler deux événements pluvieux naturels permettant de prélever les ETM faiblement piégés dans les sols. En tout, ce sont 600 ml qui ont été versés sur chacune des quatre carottes.

L'eau de percolation contenue dans les bassines de récupération placées sous les carottes de sol ainsi que l'eau utilisée pour simuler les pluies ont ensuite été échantillonnées et les teneurs en ETM ont été mesurées au chromatographe ionique couplé à un spectromètre de masse. Les carottes de sol ont quant à elles été séchées à 40°C et les horizons triés de manière à retirer les fragments de litière fraîche, les racines et le squelette avant d'être analysés par fluorescence aux rayons X, afin d'obtenir les teneurs totales en éléments majeurs et en éléments traces.

Taux de saturation

La somme des bases échangeables (S) et la capacité d'échange cationique totale (CEC ou T) sont les deux valeurs à la base du calcul du taux de saturation en cations basiques. La première désigne la quantité de cations métalliques échangeables du complexe adsorbant. La seconde correspond à la quantité totale de cations que le sol est capable de fixer sur son complexe adsorbant (Gobat *et al.* 2010) et donne une image des constituants du sol (Girard *et al.* 2005). En

soustrayant la première valeur à la deuxième, on obtient l'acidité d'échange contenant les ions H^+ et Al^{3+} . Le taux de saturation du complexe absorbant en bases échangeables (S/T) définit la proportion de cations basiques fixés en fonction de la capacité totale du complexe à fixer des ions (basiques ou acides). Le pouvoir tampon dépend de ce taux de saturation et mesure la capacité d'un sol à réduire ses variations de pH en cas d'apports d'acides ou de bases. La connaissance du pouvoir tampon d'un sol permet d'évaluer sa résistance potentielle aux polluants atmosphériques (Gobat *et al.* 2010).

Calcaire total, indice pyrophosphate et dosage des monophénols

Le calcaire total contenu dans les horizons de sol a été déterminé au moyen de la méthode du calcimètre de Bernard. Le calcul de l'indice pyrophosphate, qui permet de donner des indications sur l'état d'évolution et de décomposition de la matière organique, consiste à extraire en milieu alcalin les produits d'humification tels que les acides fulviques et les acides humiques. Les monophénols ont également été mesurés par une réaction de coloration sachant que l'intensité de la couleur est proportionnelle à la quantité de phénols.

Dosage des hydrates de carbone, porosité et test de percolation

La teneur en hydrates de carbone, ou carbohydrides, la porosité totale des sols, ainsi que la conductivité hydraulique ont été déterminées pour les différents échantillons de sol.

L'isolation des hydrates de carbone est difficile en raison des liaisons chimiques avec les fractions organiques et minérales du sol. Leur rôle est principalement l'agrégation des particules du sol et la capacité de retenir l'eau.

La porosité représente le volume des vides du sol exprimé en pourcentage du volume total. La porosité totale correspond à l'ensemble constitué par la macro-, la méso- et la microporosité et renseigne sur les capacités hydriques d'un sol en volume et en flux (Gobat *et al.* 2010).

Le potentiel de circulation d'eau (ou flux d'eau) dans le sol dépend également des relations entre les vides du sol et de leur mode d'arrangement (connectivité). Il est révélé par sa conductivité hydraulique qui est mesurée à travers des tests de percolation (Gobat *et al.* 2010). Dans ce cas, seule la conductivité hydraulique à saturation K_s (c.-à-d. en sol saturé) a été mesurée (voir section suivante).

3.4.3 Tests de percolation

Ces tests de percolation ont été réalisés sur les sites d'étude du Gibloux, des Gorges de l'Areuse et du Jorat, sur le terrain et en laboratoire.

Le potentiel général de circulation de l'eau dans le sol est révélé par sa conductivité hydraulique (Gobat *et al.* 2010). Il s'agit d'une grandeur qui caractérise l'aptitude du sol à permettre le déplacement d'une phase liquide continue dans les pores connectés entre eux. L'indice de conductivité hydraulique à saturation (K_s) concerne les mouvements de fluides en milieu saturé (c.-à-d. lorsque le sol est saturé en eau) où le déplacement de l'eau a lieu dans les pores interconnectés. L'indice K_s caractérise la résistance d'un sol à l'écoulement de l'eau et donne par conséquent des informations sur sa structure, sa porosité, sa tortuosité et sa connectivité.

3.5 RÔLE DU SOL FORESTIER DANS LA FILTRATION DES POLLUANTS

Les résultats des différents tests réalisés avec les polluants identifiés pour cette étude sont présentés dans les chapitres qui suivent, de manière à mettre en évidence l'influence de certains paramètres du sol forestier dans leur filtration. Un dernier chapitre revient sur les tests de percolation et sur les paramètres du sol influençant l'infiltration des eaux.

3.5.1 Polluants organiques testés en laboratoire (benzène, tétrachloréthène et cyperméthrine)

CAPACITE DE FILTRATION EN FONCTION DE L'ACIDITE DU SOL

Le sol testé au Gibloux filtre bien les différents polluants organiques testés mais, à pH très acide, l'horizon organo-minéral A laisse passer une certaine quantité de benzène et de cyperméthrine. Le tétrachloréthène est quant à lui toujours très bien filtré quel que soit le pH et il n'atteint jamais l'aquifère (Fig. 3.3).

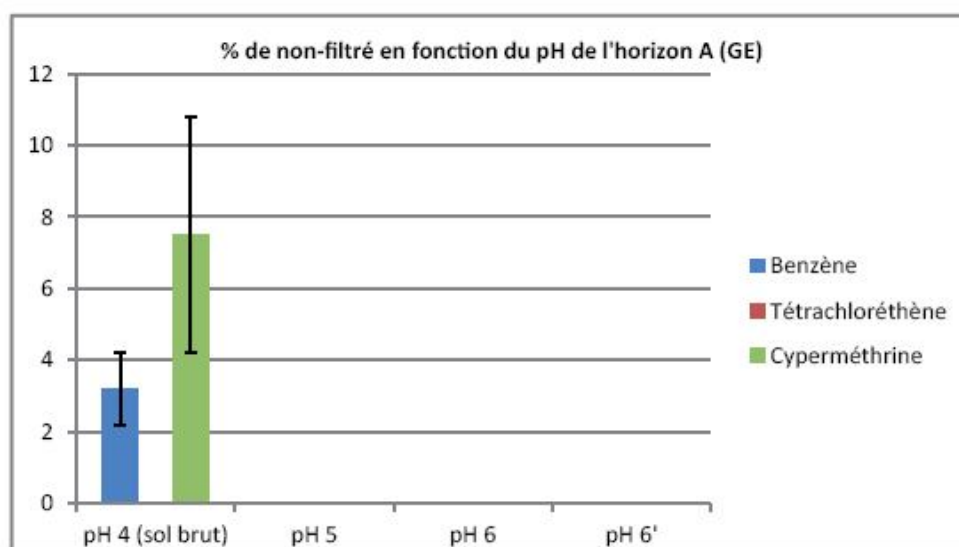


Fig. 3.3 Pourcentages de polluants non filtrés par l'horizon A en fonction du pH.

CAPACITE DE FILTRATION EN FONCTION DE L'ÉPAISSEUR DE L'HORIZON ORGANO-MINÉRAL A

Les résultats des tests démontrent que, plus l'horizon organo-minéral A est épais, plus les polluants sont retenus par le sol. A partir de 15 cm d'épaisseur de l'horizon A, plus aucun polluant organique ne passe. Quant au tétrachloréthène, aucune molécule ne passe quelle que soit l'épaisseur de l'horizon organo-minéral (Fig. 3.4).

CAPACITE DE FILTRATION EN FONCTION DE LA STRUCTURE DE L'HORIZON S

L'influence de la structure de l'horizon S sur la filtration des polluants organiques testés est représentée dans le graphique ci-dessous (Fig. 3.5). Un horizon avec une structure en agrégats laisse passer plus de polluants organiques qu'un horizon à structure particulaire par exemple. Cette hypothèse vaut pour les trois types de polluants testés dans le cadre de cette étude, avec néanmoins une tendance moins marquée pour la cyperméthrine.

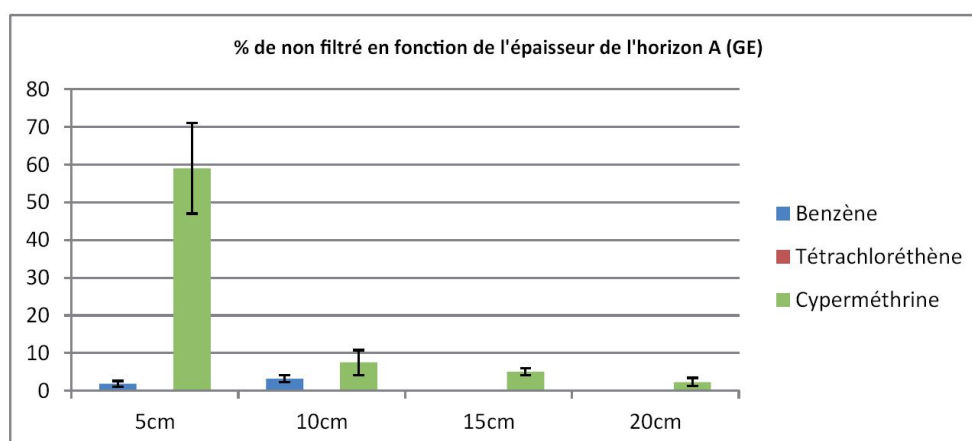


Fig. 3.4 Pourcentages de polluants non filtrés en fonction de l'épaisseur de l'horizon A.

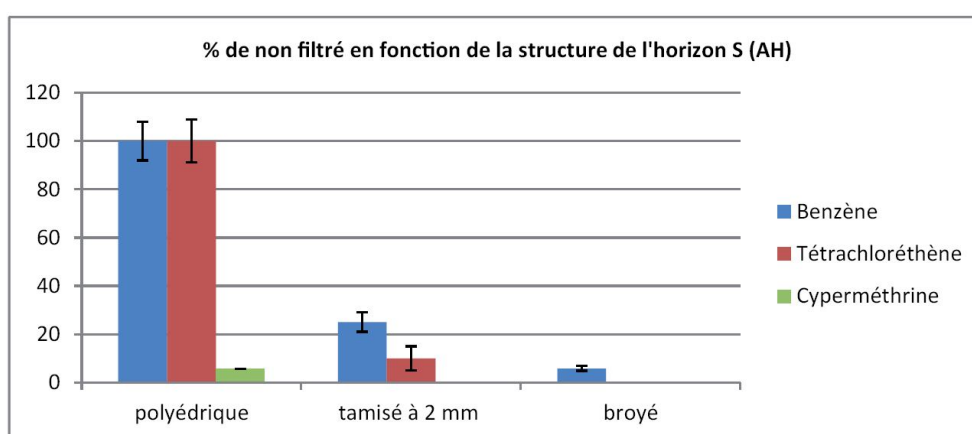


Fig. 3.5 Pourcentages de polluants non filtrés en fonction de la structure de l'horizon S.

CAPACITE DE FILTRATION EN FONCTION DE LA FORME D'HUMUS

En ce qui concerne la forme d'humus, les résultats ne sont pas aussi flagrants que pour les autres paramètres étudiés dans le cadre de ces tests en laboratoire. Parmi les trois polluants organiques testés, la cyperméthrine donne des résultats qui confirment l'hypothèse émise au chapitre 4.1 selon laquelle une forme d'humus acide et accumulant de la matière organique (c'est-à-dire peu active et à minéralisation lente de la matière organique) ne sera pas en mesure de fixer le polluant organique.

Les résultats présentés ci-dessous (Fig. 3.6) indiquent que les formes d'humus actives et à pH neutre (AH Dysmull, AE Dysmull et A Eumull) retiennent toute la cyperméthrine contrairement aux formes d'humus moins actives également à pH neutre (A OF et Amphi GB) qui en laissent passer une certaine partie. Les formes d'humus à pH acide du Gibloux (GH Dysmull, GE Dysmull, G jeune pessière et G Lothar) ne retiennent pas totalement le polluant organique et laissent passer une quantité d'autant plus importante que la forme d'humus est peu active biologiquement.

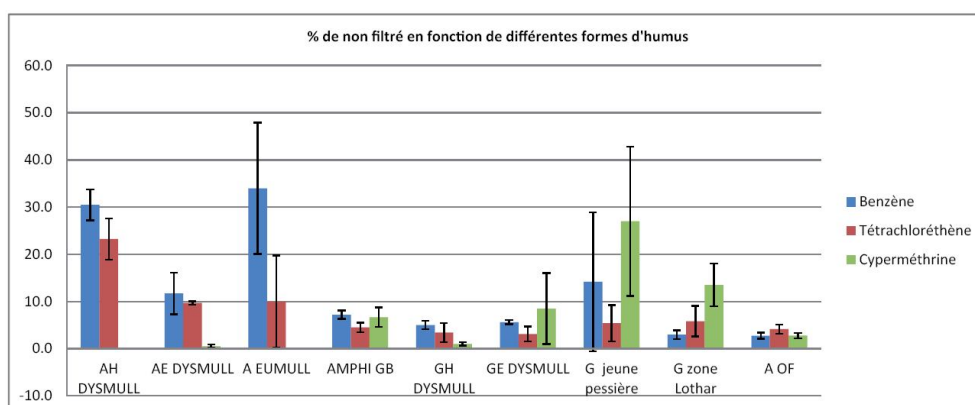


Fig. 3.6 Pourcentages de polluants non filtrés en fonction de la forme d'humus. A : Areuse ; G : Gibloux ; H : Hêtre ; E : Epicéa ; GB : Grand Bochat ; OF : horizon OF.

Le benzène et le tétrachloréthène ne présentent quant à eux aucune tendance similaire et leur comportement est pratiquement à l'opposé de celui de la cyperméthrine, ce qui ne nous permet pas de confirmer l'hypothèse citée précédemment. Une explication serait plutôt à chercher dans le rôle des différents horizons holorganiques des formes d'humus et du type d'acides organiques qu'ils contiennent ; des acides organiques labiles auraient tendance à être lixivés vers les eaux souterraines avec les molécules polluantes qui s'y seraient fixées contrairement aux acides organiques stables qui resteraient durablement fixés au complexe argilo-humique.

CAPACITE DE FILTRATION EN FONCTION DE LA REPETITION DES POLLUTIONS

Les résultats des tests démontrent que le pourcentage de polluants non filtrés par le sol (horizon A) augmente avec la fréquence des pollutions. En règle générale, c'est la cyperméthrine qui est la moins bien filtrée, suivie du benzène et du tétrachloréthène qui s'avèrent généralement très bien filtrés par l'horizon A (Fig. 3.7).

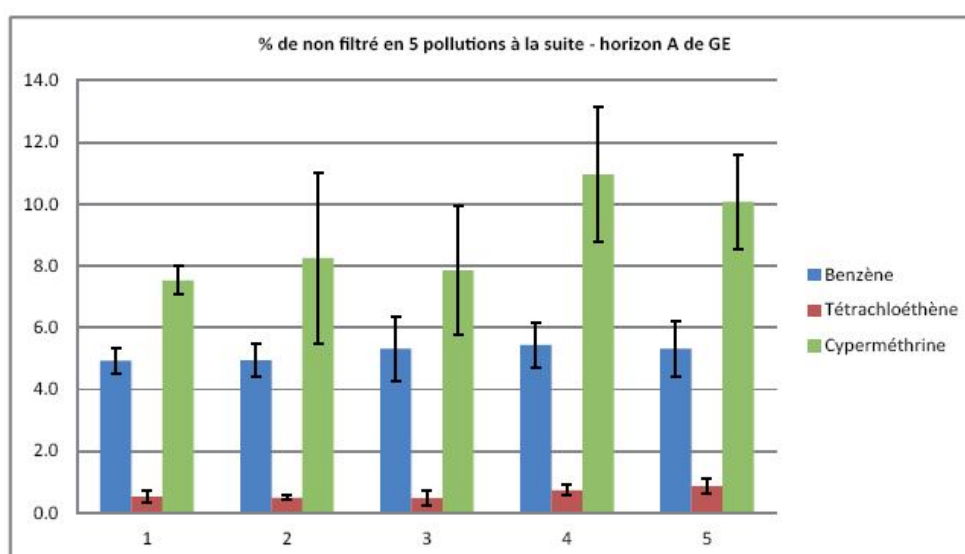


Fig. 3.7 Pourcentages de polluants non filtrés en fonction du nombre de pollutions successives.

3.5.2 Polluants organiques testés sur le terrain (cyperméthrine et métabolites)

CONCENTRATIONS A L'ENTREE DU SYSTEME SOL

Après aspersion des grumes puis simulation de plusieurs pluies, il s'avère que de la cyperméthrine est présente dans tous les échantillons d'eau prélevée sous les grumes avant de s'infiltrer dans le sol. Les échantillons prélevés présentent des concentrations de plus de 700 µg/L lors de la 1^{ère} pluie, de 123 µg/L lors de la 2^{ème} pluie et entre 0,3 et 15 µg/L lors des pluies suivantes. Cette arrivée importante du pesticide au cours de la 1^{ère} pluie pourrait représenter une menace pour la qualité des eaux souterraines.

Le 3-PBA est quant à lui présent dès les premières pluies et en grande concentration. La dégradation de la cyperméthrine en métabolites a donc lieu déjà sur les grumes (voire plus tôt encore, à l'intérieur du flacon renfermant le pesticide). En raison de sa plus grande solubilité, le 3-PBA présente des concentrations beaucoup plus grandes que celles de la cyperméthrine, pouvant même aller jusqu'à un facteur 1/500. Le risque de contamination de l'eau souterraine par le 3-PBA semble néanmoins être réparti sur une plus longue période que pour la cyperméthrine, cette dernière représentant un risque important principalement lors des premières pluies.

CONCENTRATIONS DANS LA SOLUTION DU SOL

Les échantillons de solution du sol prélevés à 15 cm de profondeur contiennent tous de la cyperméthrine à des valeurs égales ou supérieures à 0,1 µg/L, mais sa concentration a déjà fortement diminué par rapport à la concentration mesurée au même instant à la surface du sol.

A 45 cm de profondeur, les concentrations relevées sont faibles et la cyperméthrine est présentes à des valeurs égales ou inférieures à 1,1 µg/L. Les concentrations diminuent fortement par rapport à celles mesurées en surface, ce qui indique que les premiers centimètres de sol ont déjà passablement filtré la cyperméthrine à travers des processus d'adsorption par la matière organique.

Le 3-PBA n'est détecté que deux fois respectivement dans les échantillons prélevés à 15 cm de profondeur (3,7 µg/L) et à 45 cm de profondeur (1,2 µg/L), ce qui plaide pour une forte adsorption par les particules fines du sol et la matière organique. L'acidité du sol a certainement joué un rôle en favorisant l'adsorption du 3-PBA. En effet, le 3-PBA étant un acide, sa mobilité dans le sol dépendra fortement du pH. A pH acide, celui-ci se trouvera sous sa forme non-ionisée, moins soluble et moins mobile et par conséquent plus sensible à l'adsorption physique.

CONCENTRATIONS DANS L'AQUIFERE ET A LA SOURCE

De très nombreux échantillons ont été analysés et la plupart des échantillons n'ont pas révélé de présence de cyperméthrine. Des traces du pesticide ont été détectées à 7 reprises dans l'aquifère à 30 mètres de distance et à 11 reprises dans l'aquifère à 60 mètres de distance. Les concentrations de ces échantillons sont en majorité égales ou inférieures au seuil de 0,1 µg/L, la limite légale en Suisse pour des eaux souterraines destinées à l'eau de boisson, à l'exception d'une seule fois où des concentrations de 4 µg/L ont été retrouvées dans l'aquifère à 15 mètres de distance 3 jours après le premier traitement à la cyperméthrine.

Des traces de cyperméthrine inférieures à 0,1 µg/L provenant probablement de la 1^{ère} pluie simulée ont été observées par deux fois au niveau de la source. Lors de cette pluie, une grande quantité de pesticide aurait atteint l'aquifère et le nuage de pollution se serait ensuite déplacé avec la nappe phréatique pour atteindre la source un peu plus d'un mois après. Le nuage de pollution se serait également élargi sous l'effet de la dilution, d'où la présence de cyperméthrine plusieurs jours de suite dans la nappe phréatique au niveau des piézomètres et à la source.

Du 3-PBA a été décelé à deux reprises dans la nappe phréatique à hauteur du premier piézomètre situé à 15 mètres de la zone de traitement à des concentrations de 0,4 et 0,2 µg/L, alors que dans les deux autres points d'échantillonnage (aquifère à 60 mètres et à la source), le 3-PBA n'a jamais été retrouvé.

CONCENTRATIONS DANS LA MATRICE DU SOL

Des échantillons des quatre horizons principaux du sol (horizons A, AS, S et C) à l'emplacement du traitement des grumes ont été prélevés un mois après la simulation des premières pluies puis environ un an après. Les résultats présentés au tableau ci-dessous (Tableau 3.2) représentent les concentrations de cyperméthrine ; par contre, aucune donnée n'est disponible pour le 3-PBA faute de protocole de mesure adéquat pour des analyses d'échantillons de sol. Les valeurs mesurées en 2010 et en 2011 (deuxième colonne) correspondent aux concentrations des 3^{ème} et 4^{ème} isomères de la cyperméthrine, tandis que les valeurs mesurées en 2011 (première colonne) correspondent aux concentrations des 4 isomères de la cyperméthrine.

Un mois après le premier traitement, de la cyperméthrine est présente dans l'ensemble du profil avec une diminution marquée pour l'horizon C par rapport aux autres horizons plus en surface. Une année après le traitement, de la cyperméthrine se trouve toujours dans le sol, principalement dans l'horizon organo-minéral A ; ceci indique que les processus de dégradation n'ont pas permis de réduire notablement la concentration de cyperméthrine dans cet horizon, malgré des valeurs de demi-vie théorique situées entre 7 et 50 jours. Les concentrations de cyperméthrine dans les horizons AS, S et C sont par contre très inférieures, ce qui indique clairement que des processus de dégradation du pesticide ont eu lieu. A noter que, dans ces trois horizons, un seul isomère est retrouvé (en l'occurrence le 2^{ème} isomère de la cyperméthrine), ce qui tendrait à indiquer qu'il est plus résistant à la dégradation.

LIXIVIATION DE LA CYPERMETHRINE ET DU 3-PBA

Les résultats montrent que la grande majorité de la cyperméthrine utilisée pour traiter les grumes reste sur le lieu de traitement et que seuls 4% sont lessivés vers le sol et les aquifères. Ceci est dû aux propriétés spécifiques de la cyperméthrine et a pour conséquence de limiter

Tableau 3.2 Concentration en µg/kg de cyperméthrine dans le sol. n.d. : non détecté.

Horizon	2010	2011	
A	31	25,3	10,7
AS	30	0,6	n.d.
S	37	0,6	n.d.
C	18	2,0	n.d.

fortement les risques de contamination des eaux souterraines tout en assurant une protection à long terme des grumes sans que des traitements supplémentaires s'avèrent nécessaires. La méthode d'application du pesticide a également son importance ; en effet, si seules les parties extérieures de la pile de grumes sont traitées, les quantités de cyperméthrine risquant d'atteindre les eaux souterraines sont réduites de manière conséquente sans pour autant que la protection contre le bostryche s'avère moins efficace.

En ce qui concerne le 3-PBA, seul métabolite de la cyperméthrine à avoir été analysé dans le cadre de cette étude, les concentrations mesurées sous la pile de grumes avant son entrée dans le système sol sont parfois très importantes, en raison notamment de sa plus grande solubilité ; par contre, les concentrations mesurées dans les eaux souterraines et à la source sont très faibles voire indétectables. Le sol a très certainement joué un rôle important dans l'adsorption du métabolite, l'empêchant de terminer sa route à la source.

CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES

Le traitement des grumes réalisé en suivant les directives préconisées par la marque de pesticide et dans des conditions climatiques exceptionnelles (pluies très importantes survenant immédiatement après le traitement) a révélé que la cyperméthrine et ses produits de dégradation peuvent atteindre les aquifères, mais dans des concentrations très faibles inférieures à la limite légale de 0,1 µg/L ; le sol retient en effet 99% du pesticide et du 3-PBA qui l'atteignent. A noter que cette étude a été réalisée en simulant des pluies ponctuelles à l'emplacement précis de l'entreposage des grumes, alors que, dans la réalité, les pluies touchent une plus grande surface pour la même quantité de pesticide présente dans l'environnement, impliquant de fait une dilution de la contamination.

En suivant les directives d'utilisation de la cyperméthrine, c'est-à-dire en respectant les quantités appliquées et en traitant hors des zones de protection des eaux souterraines, il est très improbable de contaminer l'eau souterraine destinée à l'eau potable d'un point de vue légal (concentration de pesticide dépassant 0,1 µg/L). D'infimes quantités pourront atteindre les eaux souterraines, mais elles ne seront pas détectées lors d'analyses en raison des trop faibles concentrations que cela représente.

3.5.3 *Eléments traces métalliques (ETM)*

TENEURS NATURELLES DES SOLS EN ETM

Dans les trois stations A, B et C choisies pour cette étude, le cuivre est toujours présent avec des valeurs avoisinant les 10 ppm, le nickel et le chrome se rencontrent régulièrement dans les horizons contenant de la matière minérale, tandis que le zinc et le plomb présentent des répartitions particulières à chaque station. Etant en surface dans une couche organique, les éléments uniquement géogènes que sont le nickel et le chrome ne sont pas détectables. La station A présente une moyenne de 6 ppm d'arsenic dans les trois horizons, tandis que la limite de détection fixée à 3 ppm ne permet pas sa quantification dans les deux autres stations B et C. La présence d'arsenic démontre l'origine différente du substrat de la station A par rapport aux deux autres stations sans pour autant être une source de danger. Une pollution anthropique est difficilement envisageable vu la répartition régulière de l'élément sur les trois horizons.

Tableau 3.3 Teneurs totales en ETM mesurées dans les trois stations d'études comparées aux valeurs présentes dans la littérature.

Teneurs totales (ppm = mg/kg)	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd
Teneurs mesurées dans les trois stations d'étude A, B et C	8-14	51-113	15-69	10-51	9-153	-
Teneurs de la croûte terrestre ou de roches sédimentaires (Baize, 1997)	45-70	70-132	13-16	20-40	100-200	-
Fond pédogéochimique naturel (Baize, 1997)	> 10	72	> 30	30	65	> 0,1
Valeurs indicatives de l'OSol RS 814.12	40	150	50	50	50	0,8

Les données concernant les teneurs naturelles des sols en ETM des trois stations obtenues après analyse des substrats ne présentent pas de particularités significatives par rapport aux valeurs indicatives fixées dans l'Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol), mis à part en ce qui concerne le chrome naturellement très présent dans les roches sédimentaires de la zone (Tableau 3.3).

TENEURS TOTALES EN ETM DANS LES EAUX DE PERCOLATION

Les différents échantillons de sol provenant des trois stations choisies pour cette étude ont été arrosés avec trois solutions contenant des concentrations en ETM différentes ; la première est une solution témoin d'eau de pluie dont les concentrations en ETM équivalent à 16 jours de précipitations normales, la 2^{ème} solution enrichie en ETM équivaut à 10 ans de dépôts naturels et la 3^{ème} solution à 100 ans de dépôts. La différence entre les concentrations d'ETM dans les solutions versées et celles dans les eaux de percolation donne une estimation de la capacité du sol à fixer ces éléments traces métalliques. En moyenne, les pourcentages d'ETM fixés par les sols sont de 32% pour la solution témoin, de 91% pour la solution 2 pauvre en ETM et de 99% pour la solution 3 riche en ETM (Tableau 3.4).

Si l'on considère les résultats des trois stations indépendamment, il s'avère que la station C⁸ fixe les pourcentages les plus élevés d'ETM. En ce qui concerne les quantités d'ETM dans les

Tableau 3.4 Quantités et pourcentages moyens d'ETM fixés dans les sols en fonction de la solution (moyenne des stations A, B et C). n.d. : non détecté, concentrations inférieures au seuil de détection.

Quantité d'ETM fixés en µg	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd	Pourcentage moyen d'ETM fixés
Solution témoin d'eau de pluie	2,6	105,6	n.d.*	n.d.*	1,3	n.d.*	32%
Solution 2 faiblement enrichie	244	1192	103	132	49	8	91%
Solution 3 fortement enrichie	3742	12170	2420	1408	925	88	99%

⁸ La station C se situe à une altitude d'environ 950 mètres sur éboulis, sur un substrat limono-sableux calcaire avec une forte proportion de blocs anguleux et peu de terre fine. Le type de sol est un ORGANOSOL CALCAIRE humique à tangel et l'association forestière dominante est la pessière à asplenium (*Asplenio-Piceetum*).

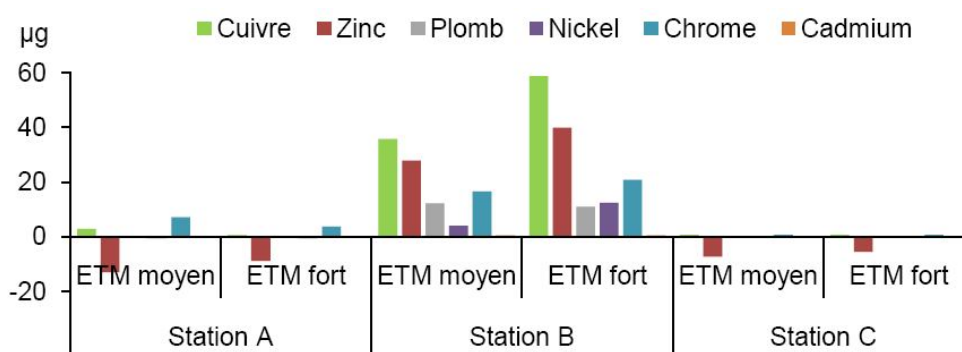


Fig. 3.8 Différences entre les quantités d'ETM présents dans les eaux de percolation issues de solutions enrichies en ETM et celles issues des solutions témoin.

eaux de percolation, il s'avère qu'elles sont toujours inférieures à 90 µg indépendamment des concentrations initiales dans les trois solutions utilisées pour les arroser. Afin de mettre clairement en évidence un réel enrichissement des eaux de percolation et par conséquent un éventuel rôle du sol dans la fixation de ces ETM, les valeurs mesurées dans les eaux de percolation issues des solutions témoins ont été soustraites aux valeurs mesurées dans les eaux de percolation issues des solutions 2 (faiblement enrichie) et 3 (fortement enrichie) (Fig. 3.8).

Il s'avère que le sol de la station C fixe une majorité d'ETM contrairement au sol de la station B⁹ qui laisse passer les quantités les plus élevées d'ETM et en particulier le cuivre, le nickel et le zinc. Le sol de la station A¹⁰ se situe entre-deux en laissant passer de faibles quantités de cuivre et de chrome. Les eaux de percolation issues de solutions enrichies en ETM présentent dans les stations A et C un appauvrissement en zinc par rapport aux eaux de percolation des échantillons témoins.

Dans la législation suisse, plusieurs valeurs de concentration ont été définies en fonction de l'utilisation de l'eau et des besoins. En ce qui concerne l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol), aucune des eaux de percolation issues des tests (solution témoin et solutions enrichies en ETM) ne se situent au-delà des valeurs indicatives et d'assainissement. L'ordonnance sur les sites contaminés (OSites) permet d'évaluer les atteintes des eaux dans les sites pollués. Deux teneurs d'éléments traces métalliques, en l'occurrence celles du chrome sont supérieures aux normes (solutions enrichies / station B). L'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) définit les teneurs maximales autorisées dans les eaux de consommation. Dans les eaux de percolation issues des tests réalisés dans le cadre cette étude, seuls le zinc (station B), le cadmium (station B) et le chrome (station A) dépassent ponctuellement les teneurs autorisées.

⁹ La station B se situe à environ 780 mètres d'altitude sur des marnes altérées en place sur substrat argileux calcaire sans squelette. Le type de sol est un CALCOSOL leptique à oligomull actif mycogène et l'association forestière principale est une hêtraie-sapinière à pétasite (*Abieti-Fagetum petasitetosum*).

¹⁰ La station A se situe à environ 680 mètres d'altitude sur de la moraine de fond, sur substrat argilo-sableux cristallin, avec présence d'argiles décarbonatées sans squelette calcaire, de galets alpins arrondis et généralement striés. Le type de sol est un BRUNISOL EUTRIQUE-REDOXISOL à mésomull peu actif et l'association forestière principale est une hêtraie typique (*Cardamino-Fagetum*).

TENEURS TOTALES EN ETM DANS LES HORIZONS PEDOLOGIQUES

La différence des teneurs en ETM de chaque horizon pédologique entre les échantillons témoins (solution témoin) et les échantillons enrichis (solution 2 faiblement enrichie et solution 3 fortement enrichie) est présentée dans les quatre graphiques suivants (Fig. 3.9 à 3.12).

Les valeurs sont très proches des teneurs naturelles avec des variations ne dépassant pas les 10 ppm. Les résultats pour les carottes de la station A indiquent une augmentation du plomb et une diminution du chrome dans l'horizon A. En ce qui concerne les carottes de la station B, on constate de faibles augmentations de plomb (horizons Aca et Sca), de zinc (horizon Aca) et de cuivre et de chrome.

Tous les horizons A présentent un enrichissement marqué en ETM contrairement aux horizons sous-jacents. Une faible augmentation de la teneur en cuivre est toutefois observable dans l'horizon Sca de la station B, tandis que les fortes variations des teneurs en chrome sont d'origine naturelle.

Les teneurs en ETM (zinc et plomb) restent très proches des teneurs naturelles et la tendance générale est plutôt à un léger appauvrissement des horizons excepté pour certains horizons des stations B et C (horizons les plus proches de la surface).

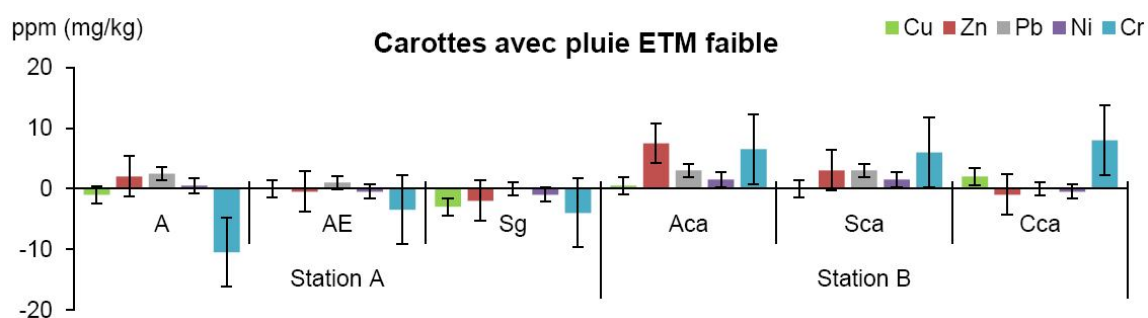


Fig. 3.9 Résultats pour le cuivre, le zinc, le plomb, le nickel et le chrome des différences entre les teneurs naturelles et les teneurs faiblement enrichies en ETM (solution 2) dans les différents horizons des stations A et B (programme Trace Standard FRX).

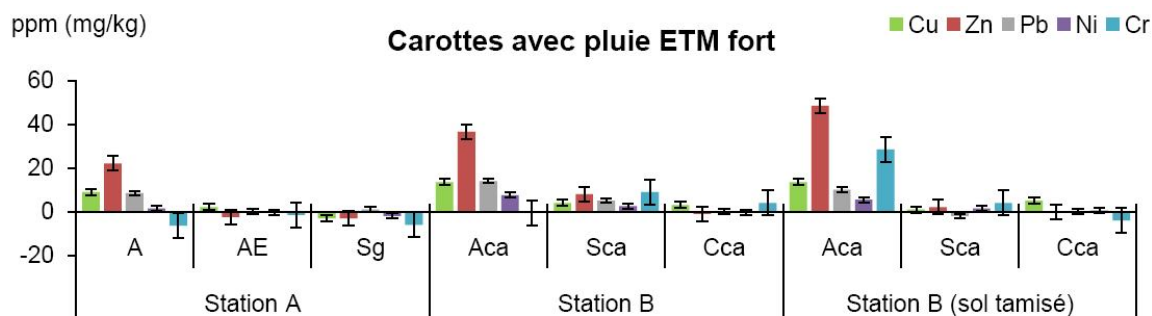


Fig. 3.10 Résultats pour le cuivre, le zinc, le plomb, le nickel et le chrome des différences entre les teneurs naturelles et les teneurs fortement enrichies en ETM (solution 3) dans les différents horizons des stations A et B (programme Trace Standard FRX).

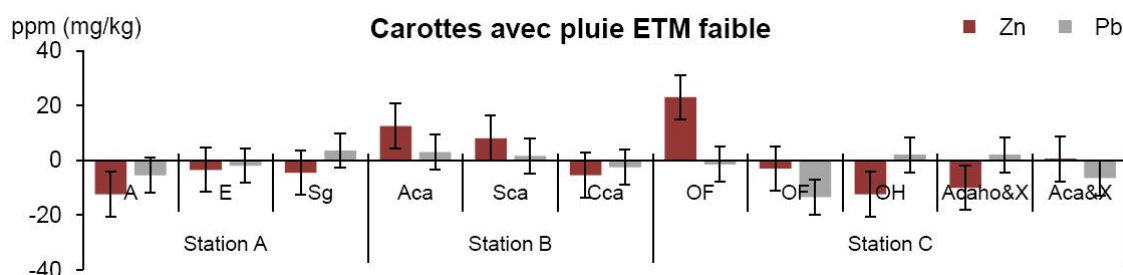


Fig. 3.11 Résultats pour le zinc et le plomb des différences entre les teneurs naturelles et les teneurs faiblement enrichies en ETM (solution 2) dans les différents horizons des stations A, B et C (programme UniQuant FRX).

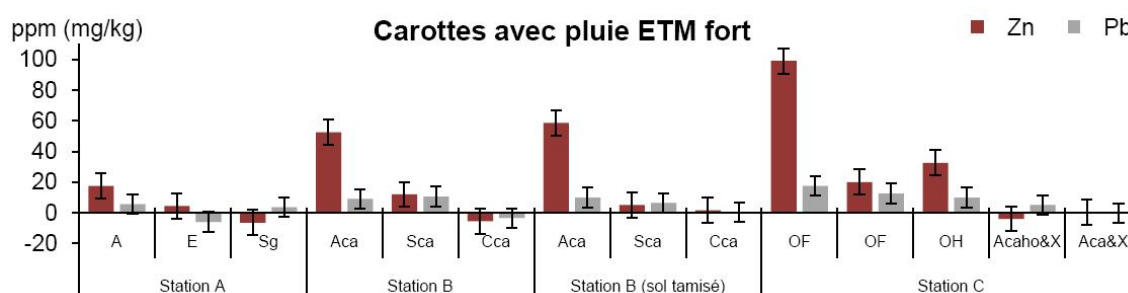


Fig. 3.12 Résultats pour le zinc et le plomb des différences entre les teneurs naturelles et les teneurs fortement enrichies en ETM (solution 3) dans les différents horizons des stations A, B et C (programme UniQuant FRX).

Avec des solutions fortement enrichies en ETM, une augmentation notable des teneurs en zinc et en plomb peut être observée pour les horizons holorganiques et organo-minéraux (OL, OF, OH, A et Aca,). L'augmentation mesurée est en règle générale plus marquée pour le zinc que pour le plomb.

ROLE DU SOL DANS LA FIXATION DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES

En synthétisant les résultats des trois stations A, B et C, il est possible de faire ressortir les grandes lignes des processus de fixation des ETM dans ces sols.

En règle générale, plus un sol est riche en matière organique (horizons holorganiques et horizon organo-minéral), plus sa capacité de fixation des ETM sera élevée. Plus un sol sera imperméable, avec des eaux d'infiltration qui mettront du temps à traverser tous les horizons pour atteindre la nappe phréatique, plus les ETM contenus dans ces eaux pourront se fixer au complexe argilo-humique. La conductivité hydraulique d'un sol et par conséquent sa porosité, sa structure, sa texture, son taux de matière organique et sa quantité de squelette influenceront la capacité d'un sol à fixer des ETM.

En comparant les eaux enrichies en ETM et l'eau de pluie, contenant des concentrations en ETM naturellement plus faibles, on remarque que le sol est capable de filtrer un pourcentage nettement plus grand des ETM des eaux enrichies (87% au minimum) que des ETM contenus en faibles quantités dans l'eau de pluie. Ceci est probablement dû au fait que l'eau de pluie contenant moins d'ETM que le sol, l'équilibre entre le complexe argilo-humique de ce dernier et l'eau de

pluie se fera plutôt en faveur de celle-ci qui s'enrichira en ETM après son passage à travers le sol. Il est par conséquent possible d'affirmer à ce stade que le sol n'est pas un bon filtre pour les pollutions diffuses d'ETM, mais s'avère être bien plus efficace en cas de pollution ponctuelle mais concentrée.

Le lecteur intéressé trouvera plus de détails sur cette problématique dans les publications scientifiques spécialisées.

3.5.4 Tests de percolation

Bien que les sols étudiés contiennent une proportion d'argile relativement importante (jusqu'à 50%), les valeurs obtenues indiquent une vitesse de percolation rapide. Afin de comprendre quels étaient les facteurs influençant la vitesse d'écoulement de ces sols, quatre paramètres sont testés par une analyse en composantes principales (ACP). Il s'agit de la proportion de sable, de la proportion d'argile, de la teneur en matière organique et de la densité apparente.

Les tests de percolation réalisés dans le cadre des différentes études aboutissent tous à des valeurs très élevées. Il ressort que la conductivité hydraulique (K_s) est corrélée avec la teneur en matière organique et avec la densité apparente, alors que la proportion d'argile et de sable n'a aucune influence. En faisant la moyenne arithmétique des valeurs de K_s en fonction de la structure des sols, il ressort que la conductivité hydraulique dépend fortement du degré de formation des agrégats du sol ; plus les horizons seront structurés en agrégats (grumeleux et polyédriques), plus la conductivité hydraulique sera grande, et inversement (Fig. 3.13 et 3.14). Cette influence des agrégats dans la vitesse de percolation est confirmée par plusieurs sources (Boivin, communication personnelle ; Ben-Hur *et al.* 2009).

Les résultats des tests de conductivité hydraulique ont clairement mis en lumière le rôle de la structure dans les vitesses de percolation. Dans les deux sites d'étude principaux, la pente de la corrélation entre K_s et structure du sol est similaire (-34 aux Gorges de l'Areuse et -36 au

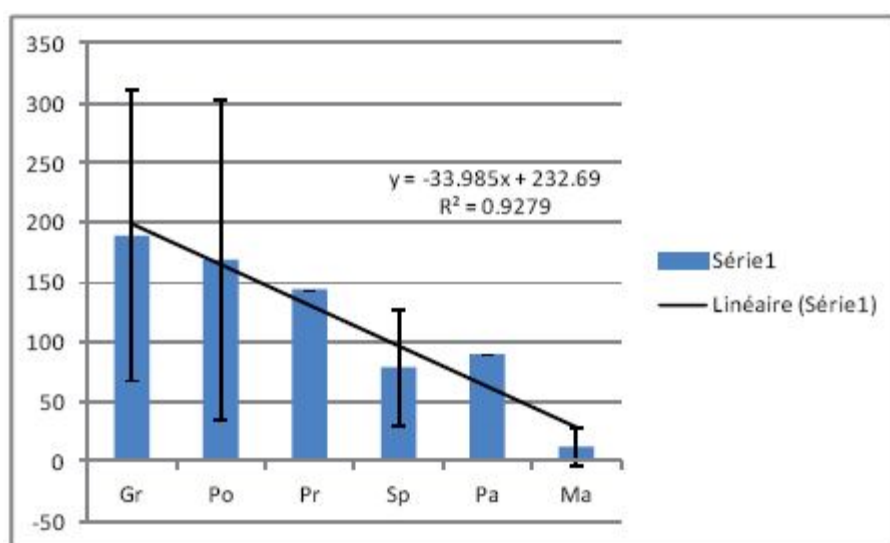


Fig. 3.13 Corrélation entre la conductivité hydraulique (cm/h) et la structure des horizons du sol du site d'étude des Gorges de l'Areuse. Gr : grumeleux ; Po : polyédrique ; Pr : prismatique ; Sp : subpolyédrique ; Pa : particulaire ; Ma : massif.

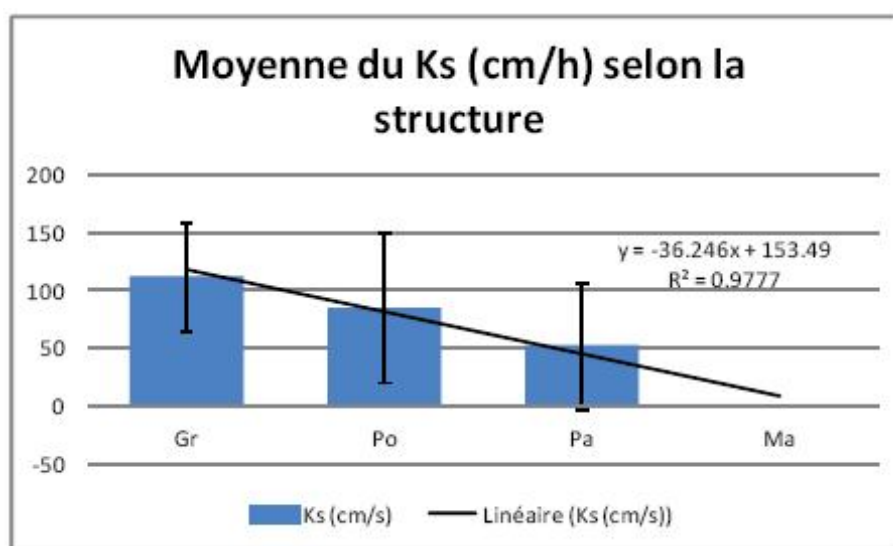


Fig. 3.14 Corrélation entre la conductivité hydraulique K_s (cm/h) et la structure des horizons du sol du site d'étude du Gibloux. Gr : grumeleux ; Po : polyédrique ; Pa : particulaire ; Ma : massif.

Gibloux) alors que c'est la valeur à l'origine qui diffère (+233 aux Gorges de l'Areuse et +153 au Gibloux) indiquant que les sols des Gorges de l'Areuse sont en général plus perméables que ceux du Gibloux. Cette différence de perméabilité serait plutôt due à des variations au niveau de la texture et/ou de la stabilité structurale.

En conclusion, les paramètres du sol testés dans cette étude semblent ne pas influencer l'écoulement de l'eau de gravité de manière significative. Les différences relevées seraient plus certainement dues à des différences au niveau de la végétation et de son système racinaire.

Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier

4.1 REMARQUES LIMINAIRES

Le présent chapitre « Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier » constitue le sujet de thèse de doctorat de Lorianne Thuelier au Centre d'hydrogéologie et géothermie (CHYN) de l'Université de Neuchâtel. L'origine et la conception de ce sujet de recherche découlent directement d'une part, des premiers résultats de recherche obtenus par les projets menés par le CHYN et le LSV dans le cadre du projet ALPEAU et, d'autre part, des discussions subséquentes menées lors des réunions du comité de pilotage du projet ALPEAU. Cette recherche, débuté en octobre 2010, n'est donc – au moment de la rédaction de ce présent rapport – pas encore aboutie (fin prévue : printemps 2014). De ce fait, les considérations présentées ici représentent essentiellement les réflexions et le concept préliminaire d'une méthode d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier. La validation et la consolidation de cette méthode seront entreprises dans le courant des années 2012 et 2013, principalement par des investigations de terrain. Les sites de validation actuellement retenus sont : le site du Montant (canton de Vaud, Suisse), situé en terrain karstique, et le site du Mont Gibloux (canton de Fribourg, Suisse), représentant un aquifère de type fissuré-poreux. Afin de pouvoir généraliser la méthode à tout type d'aquifère, deux sites supplémentaires, représentant un aquifère en roches meubles et un aquifère fissuré, sont encore à définir.

4.2 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

4.2.1 Généralités

L'étude décrite ici découle d'un problème récurrent en Suisse : la surestimation des zones de protection des captages de sources dans les aquifères karstiques sous couvert forestier. En effet, la délimitation des zones de protection en régions karstiques est établie à l'aide de la méthode EPIK (OFEFP 1998), méthode parfois critiquée et décriée par les acteurs non seulement de la forêt mais

	Méthode « ForDISK »	Méthode « ForSIG »
Identification des zones vulnérables	Directement sur le terrain	Compilation de données avec outil informatique
Qui peut l'utiliser?	Exploitants forestiers	Professionnels initiés aux SIG
Type de pollution à éviter	Ponctuelle (accidentelle)	Ponctuelle et diffuse
Degré de précision et de fiabilité	Dépend de la connaissance du terrain	Dépend de la qualité des données
Echelle d'application	Petite, localisée	Grande

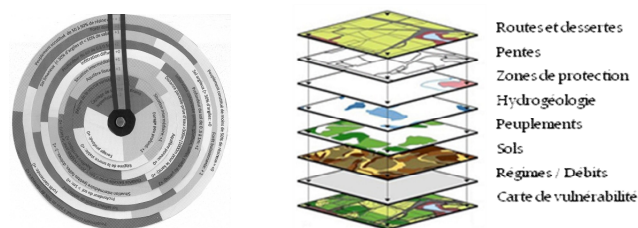


Fig. 4.1 Spécificités des méthodes ForDISK et ForSIG destinées à l'estimation de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier.

également de l'eau et de la gestion du territoire. Ceci pour de nombreuses raisons, dont la principale est qu'elle ne prend en compte qu'indirectement le type d'occupation du sol sur le bassin d'alimentation concerné. Cette recherche vise donc à rectifier ces zones de protection S2 et S3 en y intégrant d'autres paramètres (i.e. pédologiques et sylvicoles), afin que les forestiers aient plus de liberté pour la gestion et l'exploitation de leur écosystème. Une minimisation des zones de protection permettrait, par exemple, aux exploitants forestiers d'appliquer des produits phytosanitaires sur des zones très peu vulnérables antérieurement classées en S3. Bien entendu, la méthode se veut également applicable aux aquifères en roches meubles et fissurés.

Cette recherche développe deux méthodes distinctes pour la caractérisation de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier (Fig. 4.1). La première, la méthode ForSIG, est développée pour identifier les parcelles potentiellement vulnérables afin d'orienter l'exploitation et la gestion forestière dans le but de minimiser le risque de pollution des aquifères et de protéger ainsi l'ensemble de la ressource en eau souterraine. Cette estimation de la vulnérabilité est réalisée par le biais de systèmes d'informations géographiques de type SIG, permettant la superposition de nombreuses informations. La méthode ForSIG étant encore en phase conceptuelle, elle ne sera pas détaillée ici. La seconde, la méthode ForDISK vise, quant à elle, à évaluer directement sur le terrain la vulnérabilité d'un captage donné vis-à-vis de potentielles pollutions ponctuelles liées aux activités forestières prévues dans une zone d'intervention définie. Elle correspond à une approche simplifiée de la méthode ForSIG. La méthode ForDISK se veut rapide d'application et s'adresse aux travailleurs forestiers en particulier.

4.2.2 Notions de la vulnérabilité, de l'aléa et du risque

De manière générale, la probabilité qu'une pollution atteigne un captage (approche ForDISK) ou la ressource en eau souterraine (approche ForSIG) constitue le risque. Celui-ci peut être défini comme suit:

$$\text{risque} = \text{aléa} \cdot \text{vulnérabilité}$$

où l'aléa représente les activités forestières – incluant les loisirs – susceptibles de causer une pollution et où la vulnérabilité indique la sensibilité du captage ou de la ressource en eau souterraine à une éventuelle pollution.

La vulnérabilité découle directement des caractéristiques physiques et environnementales de la zone d'intérêt tant en surface qu'en profondeur (situation au captage, type d'aquifère, pente moyenne, type de sol,...) et constitue donc un facteur intrinsèque à cette zone d'intérêt (e.g. une zone d'intervention ou le bassin d'alimentation d'une ressource en eau souterraine). Les activités sylvicoles n'étant pas à même de la modifier – en tous les cas pas à court terme, sauf à moyen ou long terme selon le type de politique forestière appliquée à la zone – la vulnérabilité peut être mesurée mais pas directement réduite. En revanche, l'aléa peut être diminué en prenant certaines précautions. Celles-ci sont données par des recommandations de gestion et d'exploitation forestière (e.g. Equenot 2008 ; CRPF 2011 ; ALPEAU 2012 ; Thueler, à paraître). Subséquemment, au regard de l'équation ci-dessus, une diminution de l'aléa – en suivant les recommandations données – réduit le risque de pollution au captage.

4.2.3 Types de pollution liés aux activités forestières

Les principales pollutions résultant des activités sylvicoles (i.e. aléas) et susceptibles d'altérer la qualité des eaux souterraines sont d'ordres physiques et chimiques. Ces contaminations peuvent être soit localisées ou ponctuelles, soit – au contraire – dispersées ou diffuses.

La turbidité représente la pollution physique la plus fréquente en milieu forestier. La turbidité est une caractéristique optique de l'eau, à savoir sa capacité à diffuser et / ou absorber une lumière incidente. Cette propriété est due à la présence de particules en suspension, minérales et / ou organiques, vivantes et / ou détritiques. La turbidité est considérée comme préjudiciable pour une eau du fait que les particules en suspension peuvent agir comme support de transport aux microorganismes pathogènes, plus particulièrement les bactéries pathogènes. De plus, une eau trouble diminue l'efficacité de certaines méthodes de traitement de l'eau potable (e.g. chloration, UV) et peut favoriser le colmatage des canalisations (e.g. drains et canalisations de captage, réseau de distribution). Bien que les particules en suspension générant la turbidité soient principalement issues du lessivage des sols par les précipitations et l'altération des roches et constituent de ce fait une pollution diffuse et naturelle, certaines activités forestières peuvent également engendrer des augmentations de la turbidité – considérée comme pollution ponctuelle dans ce cas-ci – notamment :

- une mise à nu brutale d'une surface boisée, qu'elle soit d'origine humaine (e.g. coupe rase) ou naturelle (e.g. tempête) ;
- les travaux de construction ou d'entretien de routes et pistes forestières ;
- l'exploitation forestière (e.g. circulation des engins forestiers).

Les hydrocarbures représentent un aléa important dû aux travaux mécaniques en forêt. Deux sources principales sont identifiées :

- l'utilisation des huiles de chaîne pour l'abattage. En effet, selon Equenot (2008), 10 millions de litres sont perdus en France chaque année. Etant usuellement généralisées sur l'ensemble des zones exploitées, ces pertes sont considérées comme des pollutions diffuses ;
- le déversement d'hydrocarbures lors d'accidents ou de vidanges et de ravitaillements des machines d'exploitation. Dans ce cas-ci, la pollution est considérée comme ponctuelle.

Les produits phytosanitaires sont principalement utilisés pour le traitement des grumes et – plus occasionnellement – pour celui des arbres. Ils sont utilisés sur les grumes pour éviter leur détérioration sur le site d'entreposage et appliqués sur les arbres comme moyen de défense contre les maladies. Ils sont donc considérés comme un risque de pollution ponctuelle.

Enfin, le nitrate constitue également une menace non négligeable pour les eaux souterraines en milieu forestier. Le nitrate résulte d'interactions entre l'atmosphère, la forêt et le sol et est fréquemment stocké en grande quantité dans les sols forestiers. Ainsi, une mise en lumière subite de ces sols (e.g. suite à une coupe rase) peut en augmenter rapidement les concentrations dans les eaux souterraines (ALPEAU 2012), suite au développement très rapide des processus bactériens du cycle de l'azote (formation de nitrate à partir de la matière organique).

4.3 MÉTHODES EXISTANTES

Bien qu'aucune méthode de cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier – prenant en compte l'ensemble du bien à protéger (i.e. la ressource en eau souterraine) vis-à-vis de la gestion forestière à grande échelle – n'existe, le guide pratique GESTOFOR (CRPF 2011) et un travail de fin d'étude de l'AgroParisTech (Equenot 2008) proposent une évaluation de la vulnérabilité d'un captage donné aux éventuelles pollutions ponctuelles accidentelles engendrées par l'exploitation forestière à l'échelle d'une zone d'intervention. Ces deux approches sont brièvement présentées et discutées ci-dessous.

4.3.1 GESTOFOR (CRPF 2011)

Le guide pratique « Recommandations forestières pour les captages d'eau potable » a été développé par le CNPF (Forêts Privées Françaises) et le CRPF (Centre Régional de la Propriété Forestière) pour la région Midi-Pyrénées, France. Le principal but de ce guide pratique est de favoriser une meilleure compréhension et collaboration entre les acteurs de l'eau et de la forêt afin de préserver la qualité des eaux au captage.

L'approche se base sur une clé d'identification du contexte permettant l'identification de la fiche de terrain à utiliser, ainsi que les recommandations à appliquer. La détermination de la clé d'identification se fait en premier lieu en fonction du type de prise d'eau (i.e. eau souterraine ou eau de surface). Au sein du type de prise d'eau « eau souterraine », une subdivision est ensuite faite sur la base du type d'aquifère en présence (i.e. aquifère en roches meubles, aquifère karstique, aquifère fissuré).

Les fiches de terrain ont été conçues dans le but de délimiter des zones de sensibilité par rapport à un captage donné dans une zone d'intervention prédéfinie. La détermination de la

sensibilité est fondée sur deux paramètres pouvant aisément être mesurés sur le terrain, à savoir la pente et la distance au captage. Cinq classes de sensibilité y sont distinguées : très faible, faible, moyenne, forte et très forte. Ces fiches de terrain constituent une aide à la détermination des ordres de grandeur de la sensibilité en l'absence d'études hydrogéologiques spécifiques.

Enfin, la combinaison du contexte (i.e. la clé d'identification) et de la sensibilité de la zone d'intervention résulte en des recommandations. Celles-ci sont non seulement établies en fonction du type d'intervention planifié (e.g. desserte, coupe, exploitation, plantation, santé des forêts, défrichement), mais également en fonction du type de pollution à éviter (e.g. turbidité, hydrocarbures, produits phytosanitaires).

Les bases de la méthode sont bien établies et permettent une application simple et rapide afin de définir les précautions à considérer. Néanmoins, deux bémols peuvent être émis concernant cette méthode :

- les recommandations pour les aquifères karstiques, à l'exception des situations présentant des pertes de cours d'eau, sont identiques à celles pour les aquifères fissurés et poreux-fissurés ;
- certains paramètres essentiels ne sont pas traités. Il s'agit entre autres des paramètres spécifiques aux aquifères (i.e. perméabilité, couverture, zone non saturée) et aux sols (i.e. épaisseur, acidité, forme d'humus), ainsi qu'aux facteurs géomorphologiques et forestiers.

4.3.2 *Equenot (2008)*

L'objectif du travail de fin d'études de Equenot (2008), intitulé « Préconisations de gestion et d'exploitation forestières dans les périmètres de protection des captages d'eau potable » et réalisé à l'AgroParisTech, était de faire le point sur l'état d'avancement de la cartographie des zones de protection (i.e. périmètres de protection immédiat, rapproché et éloigné) des captages en milieu forestier dans le département de l'Aude, France. Pour les captages n'ayant pas de zones de protection, un outil synthétique a été créé pour évaluer le risque de perturbation que ces captages encouraient. Pour ce faire, une analyse de l'enjeu, i.e. la vulnérabilité du captage, est combinée à la quantification de l'aléa, i.e. les activités forestières, selon l'équation ci-dessous :

$$\text{risque} = \text{enjeu} \cdot \text{aléa}$$

Pour l'estimation de la vulnérabilité des captages, des coefficients de sensibilité sont attribués aux paramètres suivants : type de captage (dans l'ordre décroissant de sensibilité : résurgence karstique, prise en rivière, source et puits, forage profond), état du captage (mauvais, moyen, bon), caractéristiques du sol (absence de sol ou sol sableux, sol sablo-argileux / limoneux, sol argileux), profondeur du sol (< 50 cm, 0.5 - 1 m, > 1 m), pente (0 - 6 %, 6 - 18 %, > 18 %) et le contexte géologique (calcaires et arènes granitiques, alluvions, schistes altérés et éboulis, alternance de grès sur marnes).

Les activités liées à l'exploitation et à la gestion des forêts pris en considération pour quantifier l'aléa sont les suivantes : fréquence des activités sylvicoles de gestion et d'exploitation forestière (aucune, irrégulière, régulière), fréquence des activités de création de voirie forestière et assainissement (aucune, possible, prévue ou déjà existante), fréquence des activités liées à la

défense des forêts contre l'incendie (aucune, activités très ponctuelles, brûlage dirigé et lutte contre les incendies), intensité des activités de pacage d'animaux domestiques (nulle, extensive, intensive) et fréquence des activités de chasse et de loisirs motorisés (aucune, irrégulière, régulière).

Des recommandations de gestion et d'exploitation forestière sont ensuite émises en fonction du périmètre de protection (i.e. périmètres de protection immédiat, rapproché et éloigné) ou du degré de risque calculé si les informations sur les périmètres de protection ne sont pas disponibles. Ces recommandations permettent de minimiser l'aléa « activités forestières » et, ainsi, de réduire le risque de pollution des captages.

Cette méthode semble tout à fait réaliste et prend en compte nombre de facteurs ignorés dans la méthode GESTOFOR (CRPF 2011). Néanmoins, elle fait peu de cas de certains facteurs hydrogéologiques qui ont toute leur importance dans l'estimation de la vulnérabilité des aquifères. Il s'agit entre autre de la perméabilité moyenne de la couverture quaternaire, de l'épaisseur de la zone non saturée et des différentes perméabilités au sein d'un même aquifère.

4.4 MÉTHODE FORDISK

La méthode ForDISK propose une évaluation de la vulnérabilité des captages vis-à-vis des pollutions ponctuelles accidentelles à l'échelle de la zone d'intervention. En effet, des accidents conduisant à la pollution des captages d'eau souterraine en forêt peuvent avoir lieu lors des travaux d'exploitation sylvicole. Leur cause est souvent liée à la méconnaissance des exploitants concernant le fonctionnement des aquifères sous-jacents. La méthode proposée ici doit permettre de recommander des mesures d'exploitation et de gestion forestière afin de minimiser les risques de pollution des captages. Cela en établissant de manière simple et rapide le potentiel polluant d'un site, à savoir sa sensibilité ou susceptibilité à générer des pollutions souterraines résultant d'activités sylvicoles inadéquates.

4.4.1 Connaissances préalables nécessaires à l'application de la méthode ForDISK

L'application de la méthode ForDISK implique la connaissance préalable de la nature du lien entre la zone d'intervention et le captage à protéger. L'exploitant forestier doit ainsi être à même de répondre aux questions suivantes (Fig. 4.2) :

- existe-t-il une connection hydraulique potentielle entre la zone d'intervention et une prise d'eau potable ? Si la réponse est oui, le forestier va pouvoir utiliser la méthode. Si la réponse est non, il pourra simplement exploiter sa parcelle selon les lois et recommandations d'usage ;
- la parcelle est-elle située à l'intérieur des zones de protection des eaux souterraines et, de ce fait, concernée par la législation qui s'y rapporte ? Si tel est le cas, l'exploitant appliquera les recommandations et obligations liées à ces zones de protection. Si tel n'est pas le cas, il appliquera la méthode proposée ici.
- sur quel type d'aquifère est située la parcelle ? Quelle est la nature du captage (e.g. source, drain, forage superficiel, forage profond) ? Quel est l'ordre de grandeur et le régime du débit moyen du captage ?

ETAPES À SUIVRE LORS DE L'APPLICATION DE LA MÉTHODE FORDISK

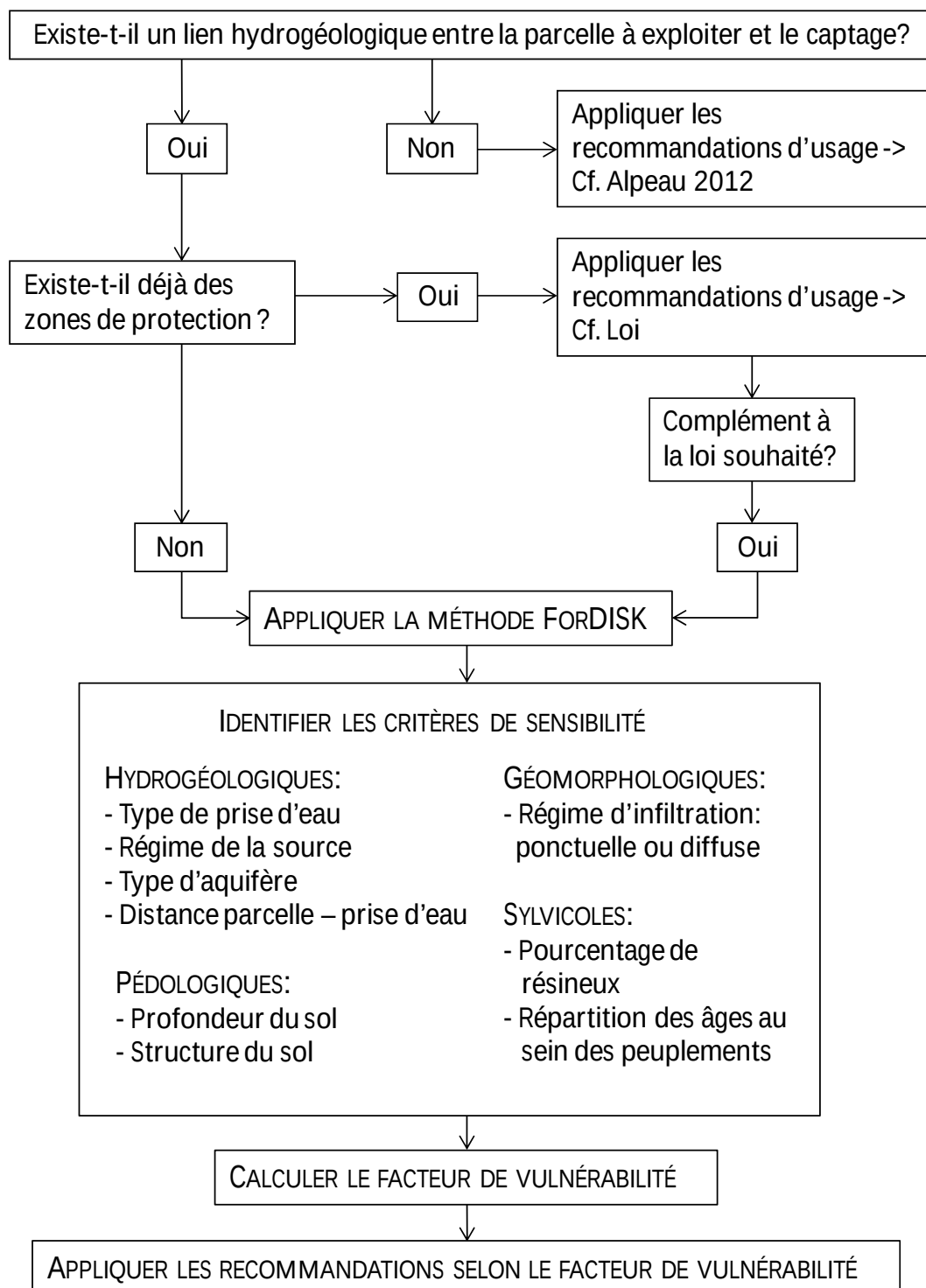


Fig. 4.2 Etapes à suivre lors de l'application de la méthode ForDISK.

Ces informations sont en principe disponibles au Service des eaux des communes ou auprès du propriétaire ou de l'exploitant du captage. Il existe également des sites internet cantonaux

(appelés géoportails) offrant ces informations (e.g. sitn.ch pour le canton de Neuchâtel, geoplanet.ch pour le canton de Vaud, geo.fr.ch pour le canton de Fribourg).

4.4.2 Facteur de vulnérabilité et critères

Le calcul du facteur de vulnérabilité est effectué en additionnant les coefficients de sensibilité propres aux caractéristiques de chaque zone d'intervention. Ces coefficients sont déterminés selon la capacité de chaque critère considéré à filtrer ou non une éventuelle pollution (Tableau 4.1). Ils ont été discutés et déterminés avec des experts aux domaines de compétence divers (i.e. hydrogéologues, pédologues et forestiers). Les critères pris en considération sont les suivants :

- type de prise d'eau, ainsi que son régime ;
- type d'aquifère ;
- distance de la zone d'intervention à la prise d'eau ;
- géomorphologie du site (pente, infiltration ponctuelle ou diffuse...), permettant de caractériser le régime d'infiltration ;

Tableau 4.1 Attribution des coefficients de sensibilité aux différents critères pris en considération dans la méthode ForDISK.

	Sensibilité élevée (coefficient : +2)	Sensibilité moyenne (coefficient : +1)	Sensibilité faible (coefficient : +0)	
Type de prise d'eau	Captage de source, drains superficiels	Forage peu profond (< 10 m)	Forage profond (> 10 m)	Se renseigner auprès du propriétaire du captage
Régime de la source ou variation piézométrique	Fortes réactions aux événements de précipitations individuels	Situations intermédiaires	Variations saisonnières	
Type d'aquifère	Karstique	Fissuré	Poreux	
Distance parcelle - prise d'eau	< 500 m pour le karst	500 – 1000 m pour le karst	> 1000 m pour le karst	Mesurer sur le terrain
	< 200 m pour les autres	200 – 300 m pour les autres	> 300 m pour les autres	
Régime d'infiltration	Zones d'infiltration ponctuelle importante (dolines, gouffres, failles... et zones de pied de pente en bas de fortes pentes)	Zones d'infiltration ponctuelle de faible importance (petites failles, zones de pied de pente en bas de pentes faibles)	Infiltration diffuse (pente régulière, pas d'infiltration ponctuelle importante)	Observer sur le terrain ou se renseigner sur des sites internet de type géoportail
Profondeur du sol	0 – 0.5 m	0.5 – 1.5 m	> 1.5 m	Mesurer sur le terrain ou se renseigner sur des sites internet de type géoportail
Structure du sol	Structure bien développée et stable, de type grumeaux ou polyèdres	Structure moins développée ou plus instable de type subpolyédrique ou particulière	Structure massive	
Pourcentage de résineux	> 90 % de résineux	50 à 90 % de résineux	< 50 % résineux	Observer sur le terrain ou se renseigner sur des sites internet de type géoportail
Répartition des âges au sein des peuplements	Peuplement équié	Situation intermédiaire	Peuplement étagé	

- profondeur et structure du sol ;
- composition de la forêt (pourcentage de résineux) et répartition des âges des arbres au sein d'un peuplement.

Il est à noter que, pour le paramètre « distance parcelle – prise d'eau », une distinction est faite entre les aquifères karstiques et les autres types d'aquifères (i.e. aquifère en roches meubles et aquifère fissuré). Ceci, principalement du fait que les vitesses d'écoulement dans les aquifères karstiques sont de deux à trois ordres de grandeur plus élevées que celles dans les milieux poreux, par exemple.

La valeur du facteur de vulnérabilité, obtenue par addition des coefficients de sensibilité de chaque critère, varie selon les situations rencontrées sur la zone d'intervention entre 0 et 18. Elle conduit à l'établissement de quatre classes de vulnérabilité :

- 0 à 3 : vulnérabilité très faible ;
- 4 à 8 : vulnérabilité faible ;
- 9 à 13 : vulnérabilité moyenne ;
- 14 à 18 : vulnérabilité élevée.

Pour chacune de ces classes de vulnérabilité, des recommandations pour la gestion et l'exploitation forestière sont proposées (voir section 4.4.4).

A noter que la méthode ForDISK ne prend pas en considération les facteurs saisonniers et climatiques durant la période d'exploitation. Toutefois, il est recommandé d'effectuer les travaux sur sol sec ou gelé et durant des périodes sèches. En effet, les sols humides sont plus sensibles aux pollutions (ALPEAU 2012).

4.4.3 Hétérogénéité de la zone d'intervention

Afin que les résultats de l'application de la méthode soient fiables, l'estimation du facteur de vulnérabilité doit être réalisée à différents endroits de la zone d'intervention. Deux méthodes peuvent être utilisées (Fig. 4.3) :

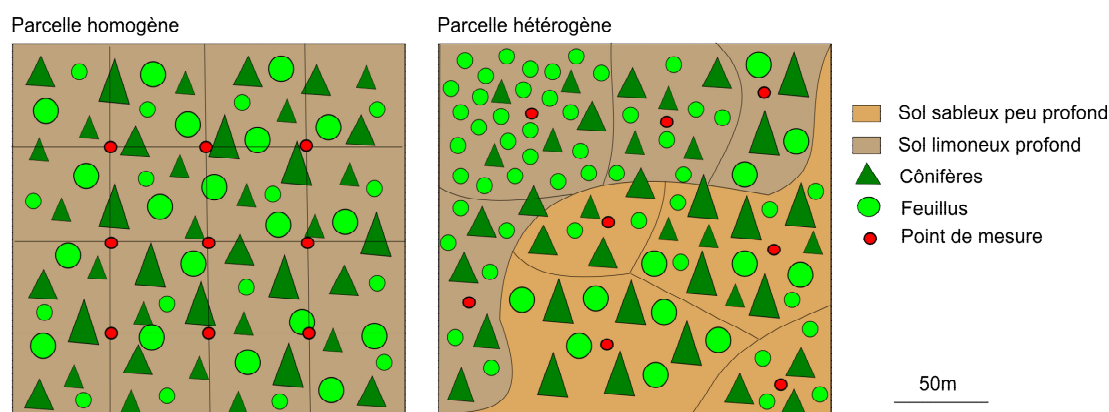


Fig. 4.3 Choix de la méthode de mesure du facteur de vulnérabilité selon l'hétérogénéité de la zone d'intervention.

- quadrillage de la parcelle et détermination du facteur de vulnérabilité en chaque point. La moyenne de ces facteurs constitue le facteur de vulnérabilité moyen de la zone d'intervention et permet de d'identifier les recommandations associées. Cette méthode est applicable aux parcelles homogènes ;
- dans le cas d'une parcelle hétérogène, il faut la diviser en plusieurs zones homogènes, et choisir un point de mesure représentatif de chacune de ces surfaces (e.g. entre 5 et 20 selon la taille et l'hétérogénéité de la parcelle). Dans ce cas, le facteur de vulnérabilité moyen de la zone d'intervention n'est pas significatif. Il est donc nécessaire d'appliquer les recommandations spécifiques à chacune des zones, indépendamment les unes des autres.

4.4.4 *Recommandations de gestion et d'exploitation forestière*

Afin de réduire le risque de pollution au captage d'eau souterraine, les modes de gestion et d'exploitation sont adaptés à chacun des facteurs de vulnérabilité calculés (Tableau 4.2). En ce qui concerne – par exemple – la gestion, un risque de pollution relativement élevé causé par un rapport résineux / feuillus important sera réduit en orientant la sylviculture vers une augmentation du pourcentage de feuillus. De même, si la présence de peuplements d'âge identique peut représenter une menace pour l'eau souterraine, il est conseillé de diversifier les âges au sein des peuplements.

Dans certains cas, il est toutefois impossible de modifier la situation, par exemple, si le facteur de vulnérabilité est élevé en raison des critères liés à la profondeur du sol et au type d'aquifère. Dans ce cas, comme une réorientation de la gestion forestière ne peut guère engendrer d'amélioration, il est nécessaire d'adapter les modes d'exploitation, par exemple, ne pas stationner de véhicules à certains endroits de la zone d'intervention, stocker des hydrocarbures dans des cuves à doubles parois ou débarker au câble-grue ou à cheval dans les zones particulièrement sensibles.

Il n'est enfin pas inutile de rappeler que, quelle que soit la valeur du facteur de vulnérabilité à proximité du captage, aucune activité n'est autorisée à l'intérieur de la zone de protection S1 des eaux souterraines du captage et de ses drains (seule dérogation : les activités d'entretien et de remise en état du captage).

4.5 CONCLUSION

Il existe actuellement plusieurs méthodes de cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier qui se focalisent sur la relation captage – zone d'intervention (Equenot 2008 ; CRPF 2011). L'originalité de l'approche ForDISK – par rapport à celles-ci – se trouve dans le fait qu'elle ne considère pas uniquement le contexte hydrogéologique et géomorphologique, mais qu'elle prend également en considération les paramètres pédologiques et forestiers. La base conceptuelle de la méthode étant posée, il est nécessaire de procéder à des essais concrets sur le terrain – en collaboration étroite avec les forestiers – afin de valider et d'identifier les limites de la méthode ForDISK.

Tableau 4.2 Recommandations pour la gestion et l'exploitation forestière selon le degré de vulnérabilité de la zone d'intervention déterminé selon la méthode ForDISK.

	Degré de vulnérabilité			
	Elevé	Moyen	Faible	Très faible
Hydrocarbure				
Utilisation d'huiles biodégradables	à rendre obligatoire	à rendre obligatoire	à rendre obligatoire	souhaitée
Stockage d'hydrocarbures	à proscrire	autorisé dans cuves à double paroi	autorisé dans cuves à double paroi	sans restriction
Exploitation forestière				
Débardage	favoriser le câble-grue	favoriser le câble-grue, le cheval ou les engins à chenille	sans restriction	sans restriction
Stockage temporaire des bois	à proscrire	à éviter	sans restriction	sans restriction
Circulation des engins forestiers	à proscrire	à éviter	sans restriction	sans restriction
Stationnement des engins	à proscrire	à éviter	sans restriction	sans restriction
Gestion forestière (sylviculture)				
Favoriser les feuillus ou le mélange	oui si possible	oui si possible	oui si possible	sans restriction
Favoriser les essences en station	oui si possible	oui si possible	oui si possible	sans restriction
Travaux de voirie et équipements				
Création des routes et dessertes	à proscrire	à éviter	sans restriction	sans restriction
Entretien des routes et dessertes	autorisé si nécessaire	sans restriction	sans restriction	sans restriction
Fréquentation des routes et dessertes	réservée aux ayants droit	réservée aux ayants droit	sans restriction	sans restriction
Activités de loisir				
Randonnée pédestre	à éviter	sans restriction	sans restriction	sans restriction
Randonnée cavalière	à proscrire	à éviter	sans restriction	sans restriction

Enfin, dans le but de faciliter l'emploi de la méthode d'estimation de la vulnérabilité ForDISK, il est prévu d'éditer le tableau de l'attribution des coefficients de sensibilité (Tableau 4.1) sous forme de disques superposés (Fig. 4.1). Un alignement des critères correspondant aux situations rencontrées sur la zone d'intervention permettra de déterminer de manière aisée et *in situ* la classe de vulnérabilité correspondante et d'en tirer les recommandations associées (Tableau 4.2).

5

Propositions en lien avec la gestion des forêts

5.1 REMARQUES LIMINAIRES

Les chapitres « Hydrogéologie » et « Sols et végétation » nous ont permis de mettre en évidence de quelle manière se comportait une pollution dans les sols et dans les aquifères et d'identifier quels sont les paramètres jouant un rôle dans la dynamique des polluants. Dans le chapitre précédent, nous avons vu comment procéder de manière à mieux prendre en compte la protection des eaux souterraines dans le cadre de la gestion des forêts en se fondant sur une évaluation de la vulnérabilité de chaque peuplement, lorsqu'il existe un lien hydrologique entre celui-ci et un ou des captages environnants. En fonction de la vulnérabilité d'un peuplement, déterminée sur la base d'une série de critères présentés au même chapitre, voici les différentes implications que cela aura sur la gestion des forêts.

5.2 PLANIFICATION FORESTIÈRE

5.2.1 Généralités

Dans le cadre de la gestion des forêts, la réalisation d'un plan de gestion précise à moyen terme la planification sylvicole par rapport aux différentes fonctions attribuées à la forêt et à l'adéquation des peuplements actuels à remplir au mieux ces fonctions. La planification des dessertes de détail fait partie intégrante de la planification forestière et joue un rôle prépondérant dans la problématique de la protection des eaux souterraines en forêt.

Sur la base des sources d'information à disposition et en fonction de l'état actuel d'avancement des travaux de recherche, les critères permettant d'évaluer le degré de vulnérabilité des peuplements par rapport aux captages d'eau potable pourront être définis avec une plus ou moins grande précision. Les critères correspondant au type de prise d'eau (captage), au régime de la source, au type d'aquifère, à la distance entre le peuplement où est planifiée une intervention et le captage, à la composition et à la structure du peuplement sont aisément disponibles. Les critères relatifs à la morphologie du site où se trouve le peuplement, à l'épaisseur, à la structure et à la

texture du sol nécessitent, quant à eux, soit de travailler avec un modèle de terrain, une carte des sols et/ou une carte des stations, soit de relever soi-même ces paramètres sur place.

Nous avons également vu aux chapitres 2 et 4 que la turbidité représente la pollution physique la plus fréquente. Elle est générée par l'érosion de surface due au brassage des sols, celui-ci pouvant être provoqué par l'ouverture brusque du couvert végétal, par la création ou l'entretien de routes et de pistes forestières, et par la circulation d'engins (transportant ou traînant des grumes) sur des sols forestiers sensibles dans de mauvaises conditions climatiques.

Si le passage d'engins forestiers s'effectue lorsque les sols sont gorgés d'eau, ces derniers n'ont plus la portance suffisante et ils commencent à se comporter de manière plastique puis comme des fluides au fur et à mesure que la teneur en eau des sols augmente, ce qui induit un brassage profond des horizons et un tassement du sol. La sensibilité des sols dépend ici de leur texture (plus la texture d'un sol est fine et plus il sera sensible), de leur teneur en matériaux pierreux (plus un sol est riche en squelette et moins il est sensible), de leur taux de matière organique (plus un sol est riche en matière organique et plus il est sensible) et de la pente du terrain (plus un terrain est pentu et plus les risques de dégâts sont élevés). Ces caractéristiques détermineront le comportement du sol lorsque son taux d'humidité augmente, après une pluie par exemple, et par conséquent la valeur limite à partir de laquelle il perd de sa cohésion et donc de sa portance¹¹. Les formes d'hydromorphie reconnaissables dans un profil de sol donnent des informations utiles pour connaître la dynamique de l'eau à un endroit donné et par conséquent la fréquence à laquelle il peut être saturé en eau (après un événement pluvieux par exemple ou en raison de l'influence de la nappe phréatique).

Ces paramètres recouvrent en partie les critères identifiés pour évaluer la vulnérabilité des sols à une pollution et peuvent soit être tirés d'une carte des sols, soit être relevés sur le terrain.

5.2.2 Planification sylvicole

La planification sylvicole est le cœur d'un plan de gestion. Elle se réalise pour chaque peuplement sur la base d'une comparaison entre les objectifs sylvicoles à long terme et l'état actuel de la forêt, en fonction des produits et des services à livrer, pour ensuite fixer des objectifs à moyen terme (i.e. sur la durée d'un plan de gestion) et les mesures à prendre qui en découlent.

Sur la base du degré de vulnérabilité de chaque peuplement, il sera possible d'orienter les objectifs sylvicoles, afin d'obtenir des peuplements permettant une meilleure protection des eaux souterraines. Les critères fondamentaux à prendre en compte sont la composition en essences des peuplements ainsi que leur structure.

COMPOSITION EN ESSENCES

En règle générale, il est préférable de travailler au maximum avec des essences adaptées à la station, notamment en favorisant les feuillus, et si possible en mélangeant plusieurs essences différentes. La présence de feuillus, dont la litière est plus facilement dégradable et donc moins acidifiante que la litière des résineux, aura des conséquences positives sur la forme d'humus et sur

¹¹ voir à ce propos le projet du WSL/FNP et de l'OFEV sur la protection physique des sols en forêt : http://www.wsl.ch/medien/news/090827_bodenschutz_FR

la profondeur de l'intégration de la matière organique dans le sol minéral (épaisseur de l'horizon A). En effet, plus la litière sera facilement dégradable et plus la forme d'humus sera active, avec une faune du sol composée notamment de vers de terre qui intégreront la matière organique en profondeur, augmentant ainsi l'épaisseur de l'horizon A. Pour rappel, plus l'horizon A est épais et basique, mieux il retient d'éventuelles pollutions organiques et en éléments traces métalliques.

STRUCTURE DES PEUPEMENTS

La protection du sol contre les phénomènes d'érosion responsables de l'augmentation de la turbidité des eaux souterraines implique de gérer au mieux les interventions sylvicoles de manière à garantir la continuité du couvert végétal. Le type d'intervention et leur intensité sont dictés par la structure du peuplement.

Un peuplement régulier à une seule strate nécessitera une intervention forte et uniforme sur une plus grande surface pour introduire le rajeunissement, alors qu'un peuplement à plusieurs strates (p.ex. peuplement accessoire ou peuplement issu d'une coupe sous abris) permettra de conserver une meilleure couverture du sol après la récolte du peuplement principal. Dans le cas des peuplements réguliers, il est conseillé de prévoir de longues périodes de rajeunissement grâce à des ouvertures progressives.

Le type de peuplement garantissant un couvert végétal optimal et continu dans le temps reste la forêt irrégulière, dont le degré de mélange des stades de développement (en bouquet ou pied par pied) déterminera l'intensité des interventions sylvicoles. Les trouées ainsi créées seront de taille variable et le temps d'exposition du sol aux phénomènes d'érosion sera d'autant plus long que celles-ci seront grandes.

SYLVICULTURE PROCHE DE LA NATURE

Les exigences de base d'une sylviculture proche de la nature formulées par l'OFEV en 2010 se fondent sur quatre principes principaux. Parmi ceux-ci, le troisième principe définit que le mélange des essences doit être adapté à la station de telle sorte qu'il ne nuise pas aux propriétés écologiques du milieu. Il est conseillé, dans la plupart des stations situées dans l'étage collinéen jusqu'à l'étage montagnard supérieur, de maintenir au moins une certaine proportion d'essences feuillues indigènes pour conserver des écosystèmes proches de la nature et des cycles des éléments nutritifs intacts. Le sorbier des oiseleurs revêt une importance similaire dans beaucoup de forêts de résineux de l'étage subalpin. Cet indicateur pour une sylviculture proche de la nature va dans le même sens que ce qui est proposé plus haut concernant la composition en essences des peuplements.

Un autre principe fondamental concerne la fertilité naturelle du sol qui ne doit pas être affectée par la gestion des forêts (premier principe). Des sols sains sont le fondement d'une gestion durable des forêts. Les sols forestiers ne doivent pas subir d'atteintes chimiques ou mécaniques qui pourraient affecter leur potentiel en tant que substrat nécessaire à la croissance des végétaux et donc en tant que base de production. Ces deux indicateurs valent également pour la protection de la qualité des eaux souterraines et rejoignent ce qui est présenté plus bas (sections 5.2.3 et 5.3).

5.2.3 Planification de la desserte de détail

La desserte de détail (layons de débardage, pistes pour engins forestiers et lignes de câble) est à planifier à l'avance pour chaque unité de la desserte de détail et non pour chaque coupe de bois. Cette planification est à entreprendre au plus tard lorsqu'une intervention doit avoir lieu dans un peuplement à l'intérieur d'une unité de la desserte de détail. Au cours de ce processus, il s'agit de planifier la desserte fine en fonction de la sensibilité des sols au passage des engins forestiers et de leur degré de vulnérabilité face à des pollutions, pour ensuite classer chaque tronçon de cette même desserte en classes de sensibilité/vulnérabilité. Les coupes de bois sur les sols les plus sensibles et/ou les plus vulnérables ne pourront être réalisées que par conditions climatiques favorables, c'est-à-dire durant les périodes de gel ou par temps sec par exemple, et/ou à l'aide de moyens techniques adaptés comme le câble-grue, voire les engins à chenilles ou les engins à roues spécialement équipés (voir section 5.3.2) si les teneurs en eau des sols ne sont pas trop critiques.

Ce classement des tronçons en classes de sensibilité/vulnérabilité représente une base importante pour le choix des engins et des processus de travail, ainsi que pour la planification des coupes de bois. Il respecte également au mieux la mosaïque souvent fine des sols forestiers, au moins en système karstique.

5.3 CHOIX DES MODES D'EXPLOITATION FORESTIÈRE

Le mode d'exploitation choisi pour chaque peuplement inclut notamment le système de récolte, le choix des engins et des équipements, l'emplacement des places de dépôt de bois et de traitement des grumes.

5.3.1 Système de récolte des bois

Dans le cas d'un degré de vulnérabilité moyen à élevé des eaux souterraines (voir Tableau 4.2, chapitre 4) et/ou d'une sensibilité importante des sols au passage d'engins forestiers, l'exploitant forestier pourra décider d'adapter le système de récolte en optant pour les engins à chenilles, le cheval (faible pente, petits diamètres, petites distances) ou le câble-grue. Lorsque le degré de vulnérabilité diminue (de faible à très faible) les systèmes de récolte conventionnels fondés sur l'emploi d'engins forestiers à roues sont admis en veillant à prendre en compte la sensibilité des sols au tassement (voir sections 5.2.1 et 5.2.3 sur la planification de la desserte de détail).

5.3.2 Caractéristiques techniques des engins forestiers

Lorsque l'on utilise des moyens de récolte conventionnels équipés de roues, il est possible de diminuer la pression dans les zones de contact entre les roues et le sol grâce à différentes mesures techniques. La pression moyenne d'une roue dans sa zone de contact peut être déduite théoriquement sur la base de la charge par roue et de la surface de la zone de pression du pneu sur le sol. Plus la pression dans les zones de contact sera faible moins il y aura de risques d'endommager les sols et de provoquer une pollution physique des eaux souterraines par turbidité.

La pression dans les zones de contact peut être diminuée principalement de deux manières. La première consiste à diminuer la charge par roue en réduisant le poids total du véhicule, en augmentant le plus possible le nombre de roues pour un même poids et en recherchant une répartition du poids la plus équilibrée possible entre l'avant et l'arrière. La deuxième manière

consiste à augmenter la surface de contact entre le pneu et le sol en réduisant la pression de gonflage des pneus et en montant des pneus larges et des roues de grand diamètre. Une faible charge maximale par roue, assortie à une basse pression de gonflage des pneus en combinaison avec des pneus larges, représente la mesure la plus efficace pour diminuer la pression dans les zones de contact.

Des semi-chenilles portantes existent également pour les interventions sur les sols dont la portance est mauvaise, en terrain plat ou légèrement en pente. Il est ainsi possible, avec ces semi-chenilles portantes, d'élargir les possibilités d'intervention des engins et d'augmenter leur nombre de jours d'utilisation dans l'année grâce à une dépendance réduite par rapport aux conditions climatiques (Lüscher *et al.* 2009).

5.3.3 Emplacement des places de dépôt de bois où traiter les grumes

Dans l'organisation de la récolte des bois, le choix des emplacements pour traiter les grumes à la cyperméthrine a également son importance lorsque la vulnérabilité des parcelles exploitées est de niveau élevé à moyen. Les études scientifiques ont en effet montré que ce composé organique pouvait, dans certaines conditions, traverser entièrement l'horizon organo-minéral et atteindre, au moins, les couches profondes du sol. Dans une telle situation, il est conseillé d'entreposer et de traiter les grumes en dehors de cette zone à forte vulnérabilité en suivant les directives d'utilisation du fabricant, voire même en étant encore plus parcimonieux dans l'utilisation du produit, tout comme il est interdit de traiter en zone S de protection des eaux souterraines dans le cas des captages d'eau. Lorsqu'elles existent, l'utilisation de techniques de lutte biologique contre les insectes nuisibles est encouragée.

5.4 EXÉCUTION DES TRAVAUX

Pendant les travaux d'exploitation, la prise en considération de certains aspects pratiques permet de limiter le risque de pollution des eaux souterraines par des hydrocarbures ou le risque de pollution physique (i.e. turbidité) suite au passage d'engins forestiers dans de mauvaises conditions.

5.4.1 Stationnement des engins et stockage du carburant

Lorsque l'on se trouve sur des parcelles dont la vulnérabilité à une pollution est moyenne à élevée, il est fortement conseillé de ne pas y stationner d'engins forestiers et de ne pas y entreposer de carburant sans utiliser de cuves à double paroi (interdit lorsque la vulnérabilité est élevée tout comme dans les zones de protection des eaux souterraines). L'utilisation d'huiles biodégradables pour les chaînes de tronçonneuses et les circuits hydrauliques des engins d'exploitation, voire de tronçonneuses électriques, devrait y être systématique.

5.4.2 Mesures de protection physique des sols

Les tapis de branches sur les layons de débardage permettent de répartir les forces de manière plus homogène et ainsi de diminuer leurs répercussions dans le sol. Les tapis composés de branches de feuillus sont moins efficaces que ceux composés de branches de résineux. Une action

très positive du tapis de branches est la protection du sol de surface contre les dégâts dus aux forces de traction des roues.

Lorsque les conditions climatiques deviennent difficiles et que des ornières profondes apparaissent en raison de l'humidité des sols qui est trop élevée, il est soit possible d'intervenir en modifiant les caractéristiques techniques des engins forestiers pour améliorer leur portance (voir section 5.3), soit de réduire la charge des véhicules de moitié. Si cela ne suffit pas, l'interruption des travaux est nécessaire jusqu'à ce que le sol soit redevenu suffisamment sec, avec par contre la possibilité d'utiliser les engins sur une surface de réserve identifiées au préalable et dont les sols seraient moins sensibles (Lüscher *et al.* 2009).

5.5 LOGIQUE DES CONTRATS

A l'heure actuelle, la solution la plus facilement applicable pour encadrer la gestion forestière protégeant les eaux souterraines et indemniser les surcoûts des services rendus par le gestionnaire de la forêt (collectivités publiques ou exploitants privés) est celle des contrats.

Dans le cadre de démarches contractuelles, complémentaires aux démarches réglementaires, les indemnités compensent les surcoûts engendrés par l'application de modes de gestion forestière dédiés à la protection de l'eau. Les engagements réciproques peuvent faire l'objet de « contrats captages » (ALPEAU 2012) entre les structures d'approvisionnement en eau potable et les propriétaires forestiers et/ou les exploitants forestiers. Ces contrats fixent les exigences à respecter par ces derniers en matière de gestion forestière en zone de captage en contrepartie d'indemnités octroyées en raison des surcoûts que cela occasionne. Un règlement contraignant en ce qui concerne les règles de gestion de la forêt et des sols en zone de captage doit être inclus dans les contrats avec les entrepreneurs forestiers et dans les contrats de travail avec leur propre personnel.

6

Conclusion

Les études réalisées dans le cadre du projet ALPEAU ont pu mettre en évidence plusieurs points-clés originaux par rapport à ce que nous savions déjà sur la thématique de la protection des eaux souterraines en milieu forestier. Elles ont également livré de nombreux résultats scientifiques nouveaux issus directement des régions dans lesquelles seront mises en œuvre les recommandations formulées.

Ce projet a tout d'abord permis de développer une méthodologie destinée à évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines face à une pollution, à l'échelle d'une région, d'un massif ou d'un peuplement. Pour cela, un indice de vulnérabilité est calculé, qui se fonde sur un ensemble de facteurs de fonctionnement de l'écosystème incluant les aspects liés non seulement à l'hydrogéologie et au relief, mais également au sol dans son ensemble, à l'épisolum humifère et au type de forêt.

En effet, et c'est là un autre point original de l'étude ALPEAU, les différentes recherches ont mis en évidence tout particulièrement le rôle-clé que jouent l'épisolum humifère (i.e. formes d'humus) et la structure – plutôt que la texture – dans la filtration des polluants, deux aspects où l'activité biologique joue un rôle prépondérant. Ceci est spécialement intéressant pour le forestier qui, à travers sa gestion des forêts, a la possibilité d'agir directement sur ces deux paramètres, dont la vitesse d'évolution temporelle rejoint celle des peuplements. L'ensemble de ces résultats ont été corroborés de manière cohérente tout au long du projet par des observations de terrain, des expérimentations *in situ* et des tests en laboratoire.

En troisième lieu, le projet a permis de développer une méthodologie originale servant d'outil pour la mise en œuvre d'une approche multi-scalaire (différentes échelles de temps et d'espace) de la protection des eaux souterraines en forêt. Fondée sur la définition d'unités cartographiques écosystémiques, cette méthodologie – non présentée dans ce rapport mais détaillée chez Sottas (2010) – permet d'élaborer des cartes à l'échelle d'un bassin versant, à partir de données issues également de l'échelle stationnelle.

Références

- Adam O. 2008. Impact des produits du traitement du bois sur les amphipodes *Gammarus Pules* (L.) et *Gammarus Fossarum* (K.) : approches chimique, hydro-écologique et écotoxicologique. Thèse de Doctorat, Université de Franche-Comté, 238 p.
- Afes 2009 Référentiel pédologique 2008. Paris.
- ALPEAU 2012. Protection des eaux souterraines en forêt. Guide ALPEAU dans l'arc alpin et jurassien. 70 p.
- Amraoui F., Razack M. & Bouchaou L. 2003. Turbidity dynamics in karstic systems. Example of Ribaa and Bittit springs in the Middle Atlas (Morocco). Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques 48 (6) : 971-984.
- Babic D. à paraître. Assessing water origin in karst environments using radon, CO₂ and supersaturation as natural tracers. Thèse de Doctorat, Université de Neuchâtel.
- Baize D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris, 414 p.
- Baize D. 2000. Guide des analyses en pédologie. Deuxième édition revue et augmentée. INRA, Paris, 266 p.
- Ben-Hur M., Yolcu G., Uysal H., Lado M. & Paz A. 2009. Soil structure changes: aggregate size and soil texture effects on hydraulic conductivity under different saline and sodic conditions. Australian Journal of Soil Research 47 (7) : 688-696.
- Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Charnay M. & Coquet Y. 2005. Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales, France Agricole, Paris, 637 p.
- Campbell N. A. & Reece J. B. 2004. Biologie. 2^{ème} éd., Paris.
- Colinet G. 2003. Eléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge. Thèse de Doctorat, Faculté universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 408 p.
- Colinet G., Laroche J., Etienne M., Lacroix D. & Bock L. 2004. Intérêt d'une stratification pédologique pour la constitution de référentiels régionaux sur les teneurs en éléments traces métalliques dans les sols de Wallonie. Bioltechnol. Agron. Soc. Environ. 8 (2) : 83-94.
- Cosendai M. 2011. Hydrogéologie du Mont Gibloux : aquifères morainiques et molassiques en milieu forestier. Travail de Master, Université de Neuchâtel, 93 p.
- CRPF 2011. Recommandations forestières pour les captages d'eau potable. Région Midi-Pyrénées. Guide pratique, ONF, France.

- Dousse D. 2011. Risque de contamination de l'eau souterraine en forêt lors du traitement des grumes à la cyperméthrine. Etudes de terrain en milieu poreux et en milieu karstique. Rapport technique, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne et Université de Neuchâtel, 80 p.
- Duchaufour P. 2001. Introduction à la science du sol. Dunod, Paris.
- Durig V. 2010. Etude structurale et cartographique dans les Gorges de l'Areuse dans le cadre du projet ALPEAU (Champ-du-Moulin, NE). Travail de Bachelor, Université de Neuchâtel, 31 p.
- Edsfeldt C. 2001. The radium distribution in some Swedish soil and its effect on radon emanation. Thèse de Doctorat, Université de Stockholm, 64 p.
- Equenot J. 2008. Préconisation de gestion forestière dans les captages d'eau potable. Travail de fin d'études, AgroParisTech.
- Ford D. & Williams D.W. 1989. Karst geomorphology and hydrology. Unwin Hyman, Boston.
- Friberg-Jensen U., Wendt-Rasch L., Woin P. & Christoffersen K. 2003. Effects of the pyrethroid insecticide, cypermethrin, on a freshwater community studied under field conditions. I. Direct and indirect effects on abundance measures of organisms at different trophic levels. *Aquatic Toxicology* 63 (4): 357-371.
- Girard M.-C., Walter C., Rémy J.-C., Berthelin J. & Morel J.-L. 2005. Sols et environnements. Dunod, Paris, 816 p.
- Gobat J.-M., Aragno M. & Matthey W. 2010. Le sol vivant : bases de pédologie - biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 820 p.
- Hegg, C., J. Michel, et al. 2006. La forêt et l'eau potable. Une étude bibliographique. Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage, Birmensdorf, WSL/FNP.
- Hendley P. 2008. Synthetic pyrethroids occurrence and behavior in aquatic environments. Oxford University, California.
- Holocher J., Peeters F., Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Brennwald M., Kinzelbach W. & Kipfer R. 2002. Experimental investigations on the formation of excess air in a quasi-saturated porous media. *Geochimica & Cosmochimica Acta* 66 (23) : 4103-4117.
- INRS 2004. Fiche toxicologique FT N°29.
- Jacot C. 2011. Le rôle filtre du sol forestier dans la qualité de l'eau. Approches descriptive et expérimentale d'une caténa des Gorges de l'Areuse (Neuchâtel, Suisse). Travail de Master, Université de Neuchâtel, 128 p.
- Juste C., Chassin P., Gomez A., Lineres M., Mocquot B., Feix I. & Wiart J. 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. ADEME Agriculture, Angers, 209 p.
- Liu T.-F., Sun C., Ta N., Hong J., Yang S.-G. & Chen C.-X. 2007. Effect of copper on the degradation of pesticides cypermethrin and cyhalothrin. *Journal of Environmental Sciences-China* 19 (10) : 1235-1238.
- Lovett G., Weathers K. & Sobczak W. 2000. Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill mountains, NY. *Ecological Applications* 10 (1) : 73-84.
- Lüscher P., Frutig F., Sciacca S., Spjebak S. & Thees O. 2009. Protection physique des sols en forêt. Protection des sols lors de l'utilisation d'engins forestiers. Notice pour le praticien 45: 12 p.

- MacDonald J., Dise N., Matzner E., Armbruster M., Gundersen P. & Forsius M. 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8: 1028-1033.
- Maître V. & Jenni R. 2007. Etude bibliographique sur la relation forêt – eau souterraine. Forum broyard de la forêt et du bois, Commission forêt-eau, 16 p.
- Martini N. à paraître. Influence des sols forestiers et de pâturages sur les eaux souterraines du Gibloux : une approche de l'étude des gaz dissous. Travail de Master, Université de Neuchâtel.
- Moreaux F. à paraître. Evaluation de la vulnérabilité des aquifères karstiques en milieu forestier : exemple du site du Montant, Vaud. Travail de Master, Université de Neuchâtel.
- OFEFP 1998. Cartographie de la vulnérabilité en régions karstiques (EPIK) – guide pratique. L'environnement pratique, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 56 p.
- OFEV 2003. Le benzène en Suisse, Cahier de l'environnement N°350.
- OFEV 2009. Résultats de l'observatoire national des eaux souterraines (NAQUA) – Etat et évolution de 2004 à 2006. Etat de l'environnement n° 0903, Office fédéral de l'environnement, Berne, 144 p.
- Perrin J. 2003. A conceptual model of flow and transport in a karst aquifer based on spatial and temporal variations of natural tracers. Thèse de Doctorat, Université de Neuchâtel, 227 p.
- Pronk M., Sinreich M., Guhl F., Egli T., Kötzsch S., Felleisen R., Koch M., Köster O., Raetz E., Ramseier C., Rossi P. & Schürch N. 2010. Auftreten von Mikroorganismen im Grundwasser – ein erster landesweiter Überblick. *gwa* 12/10: 1059-1071.
- Rastogi M., Singh S. & Pathak H. 2002. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science* 82 (5) : 510-517.
- Rothe A. & Mellert K. 2004. Effect of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 156 : 337-355.
- Savoy L. 2007. Use of natural and artificial reactive tracers to investigate the transfer of solutes in karst systems. Thèse de Doctorat, Université de Neuchâtel, 194 p.
- Scherrer L. à paraître. Etude sur la purification des eaux de gravité passant à travers le sol forestier. Thèse de Doctorat, Université de Neuchâtel.
- Schnegg P.-A. & Costa R. 2003. Tracer tests made easier with field fluorimeters. Note technique. *Bulletin d'Hydrogéologie* 20 : 89-91.
- Sigg L., Behra P. & Stumm W. 2006. Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4^{ème} éd., Dunod, Paris.
- Sottas J. 2010. Caractérisation des facteurs pédologiques du site du Gibloux. Travail de Master, Université de Neuchâtel, 86 p.
- Surbeck H. 2005. Dissolved gases as natural tracers in karst hydrogeology; radon and beyond proceedings of multidisciplinary approach to karstwater protection strategy. *Unesco Course*, Budapest, Hungary.
- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C. & Carignan J. 2006. Trace element distributions in soils developed in loess deposits from northern France. *European Journal of Soil Science* 57 (3) : 392-410.
- Tanner L. 2010. Typologie et cartographie de sols forestiers. Travail de Bachelor, HESSO-Genève et Université de Neuchâtel, 34 p.

- Thüler L. 2010. Hydrogéologie karstique en milieu forestier : site des Gorges de l'Areuse. Travail de Master, Université de Neuchâtel, 65 p.
- Thüler L. à paraître. Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier. Thèse de Doctorat, Université de Neuchâtel.
- Tripet J.-P. 2005. Grundwasser. In: Spreafico M. & Weingartner R. (Eds) Hydrologie der Schweiz – Ausgewählte Aspekte und Resultate. Berichte des BWG, Serie Wasser Nr. 7, Berne, p. 79-100.
- Union Européenne, 1998. Directive n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- Zwahlen F. (éd.) 2004. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final report (COST action 620). Commission européenne, Bruxelles, 297 p.

