

MÉTHODE DE DÉTECTION ET DE CARACTÉRISATION DE POLLUTIONS DU SOUS-SOL PAR LES SITES CONTAMINÉS À L'AIDE DES TRACES INORGANIQUES

THÈSE N° 1605 (1997)

PRÉSENTÉE AU DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES

PAR

Michel-Olivier LOOSER

géologue diplômé de l'Université de Lausanne
originaire d'Oberuzwil (SG)

acceptée sur proposition du jury:

Prof. A. Parriaux, directeur de thèse
Dr B. Côme, corapporteur
Dr E. Höhn, corapporteur
Prof. A. Mermoud, corapporteur
Dr F. Noël, corapporteur

Lausanne, EPFL
1997

à Rossella, Gabriele et Julien

Table des matières

Résumé.....	I
Abstract.....	III
Remerciements.....	V
I. Introduction:.....	1
1. Motivations et objectifs de ce travail.....	1
2. Pourquoi les traces inorganiques ?.....	2
3. État des connaissances scientifiques.....	3
4. Démarche adoptée.....	4
II. Méthodologie.....	5
1. Choix des sites.....	5
1.1. Les milieux géologiques.....	5
1.1.1. Terrains meubles quaternaires.....	6
1.1.2. Roches karstiques carbonatées.....	7
1.1.3. Roches sédimentaires (marnes et argiles).....	8
1.1.4. Autres types de formations.....	8
1.2. Les types de sites.....	9
1.2.1. Les sites industriels.....	9
1.2.2. Les décharges.....	10
a.) Les décharges rurales.....	11
b.) Les décharges urbaines.....	13
c.) Les décharges pour déchets spéciaux.....	15
1.3. Type d'échantillons.....	16
1.3.1. Les percolats.....	16
a.) Les percolats bruts.....	16
b.) Les eaux sous décharges.....	17
c.) Les percolats traités.....	17
1.3.2. Les eaux de surfaces.....	17
1.3.3. Les eaux souterraines.....	17
2. Prélèvements.....	18
2.1. Mode de prélèvement.....	18
2.1.1. Flaconnage.....	18
2.1.2. Prélèvements des eaux de surface et des percolats.....	18
2.1.3. Prélèvements des eaux souterraines.....	20
a.) Prélèvement dynamique.....	20
b.) Prélèvement statique.....	20
2.2. Analyses des échantillons.....	21
2.2.1. Mesure In situ.....	21
a.) Conductivité et température.....	21
b.) Oxygène dissous.....	21
c.) pH et Eh.....	22
d.) Eh standard.....	23
e.) rH.....	23

2.2.2. Analyse des macro-composants et des paramètres organiques	23
Précision des méthodes et limites de détection	24
2.2.3. Analyse des traces et micro-traces.....	25
a.) Principe de la méthode	25
b.) Pré-traitement des échantillons.....	26
c.) Analyses	26
d.) Fiabilité des analyses.....	26
e.) Limite de détection.....	26
f.) Effet mémoire.....	28
2.2.4. Le tritium.....	28
a.) Rappel.....	28
b.) Technique analytique.....	29
2.3. Représentativité des échantillons	29
2.3.1. Traitement des échantillons	30
2.3.2. Reproductibilité globale du traitement des échantillons.....	33
2.3.3. Méthode de prélèvement.....	34
3. Traitement des données	36
3.1. Discussions des résultats par sites	36
3.1.1. Traitement des données.....	36
Facteur de contamination.....	37
3.1.2. Utilisation de référentiel externe.....	37
a.) Le projet AQUITYP	38
b.) Aquifères du cristallin, des évaporites, des flysch, de la molasse et des roches carbonatées:	39
c.) Aquifères du Quaternaire.....	39
3.2. Discussion des résultats par types d'échantillons	40
3.2.1. Statistiques descriptives au sein d'un groupe.....	40
3.2.2. Comparaison des groupes entre eux	41
III. Sites échantillonnés.....	47
1. Les décharges urbaines.....	47
1.1. Décharge urbaine en plaine alluviale de CHA (Suisse).....	47
1.1.1. Situation.....	47
a.) Description du site, bref historique	47
b.) Classes de déchets.....	49
c.) Situation géologique régionale	50
d.) Situation hydrogéologique régionale.....	51
e.) Situation géologique et hydrogéologique locale.....	51
1.1.2. Caractérisation de la pollution de la nappe	52
1.1.3. Observations lors de la campagne d'analyses GEOLEP.....	54
a.) Points de prélèvements des échantillons	54
b.) Les mesures in-situ	55
c.) Choix des référentiels	55
Le percolat.....	56
Le référentiel local	56
d.) Les macro-composants.....	57
e.) Les traces inorganiques	60
Le percolat.....	60
Les eaux souterraines	60
Les traces principales.....	61
Les traces accessoires	63
f.) Le tritium.....	64
1.1.4. Synthèse du cas	65
a.) Le site et son environnement	65
b.) Les mesures et analyses.....	66
c.) Le percolat et les points influencés.....	67
Les points influencés.....	67

d.) Bilan de l'apport des traces inorganiques.....	69
1.2. Décharge urbaine de THO (France).....	70
1.2.1 Situation.....	70
a.) Description du site, bref historique.....	70
b.) Classes de déchets.....	71
c.) Situation géologique régionale.....	73
d.) Situation hydrogéologique régionale.....	73
e.) Situation géologique et hydrogéologique locale.....	74
1.2.2. Caractérisation de la pollution de la nappe.....	76
1.2.3. Observations lors de la campagne d'analyses GEOLEP.....	78
a.) Points de prélèvements des échantillons.....	78
b.) Les mesures in-situ.....	78
c.) Choix des référentiels.....	79
Le percolat.....	79
La référence locale.....	79
Eaux de surface.....	80
Les traces principales.....	83
d.) Les macro-composants.....	81
e.) Les traces.....	82
Les traces accessoires.....	84
f.) Le tritium.....	85
1.2.4 Synthèse du cas.....	86
a.) Le site et son environnement.....	86
b.) Les mesures et analyses.....	87
c.) Les points influencés.....	87
d.) Les points non influencés.....	88
e.) Bilan de l'apport des traces inorganiques.....	88
1.3. Décharges urbaines des environs de Turin.....	89
1.3.1. Situation.....	89
a.) Description des sites, bref historique.....	89
b.) Classes de déchets.....	91
c.) Situation géologique régionale.....	91
d.) Situation hydrogéologique régionale.....	92
1.3.2. Caractérisation de la pollution de la nappe.....	93
a.) Pollutions généralisées.....	93
b.) Pollution liées aux décharges étudiées.....	95
1.3.3. Observations lors de la campagne du GEOLEP.....	95
a.) Points de prélèvement des échantillons.....	95
b.) Les mesures in-situ.....	96
c.) Choix des référentiels.....	97
d.) Les macro-composants.....	98
sites de CAS et COL.....	98
e.) Les traces inorganiques.....	99
Percolats.....	99
Site de BEI.....	99
Site de SER.....	99
Eaux souterraines - CAS.....	100
Eaux souterraines - COL.....	101
Eaux souterraines - BEI.....	102
Eaux souterraines - SER.....	102
f.) Les organiques.....	103
g.) Le tritium.....	104
1.3.4. Synthèse des cas.....	104
a.) Les sites et leur environnement.....	104
b.) Les mesures et analyses.....	104
c.) Le percolat et les points influencés.....	105
d.) Bilan de l'apport des traces inorganiques.....	106
1.4. Décharges urbaines dans la chaîne du Jura suisse.....	107
1.4.1. Site sur calcaires (OIS).....	107

a.) Description du site et bref historique	107
b.) Contexte géologique et hydrogéologique	107
c.) Analyses des eaux	109
Caractérisation de la pollution.....	109
Eaux souterraines.....	109
1.4.2 Décharge sur moraine en milieu calcaire (COM)	111
a.) Description du site et bref historique	111
b.) Contexte géologique et hydrogéologique	111
c.) Analyses des eaux	113
Le percolat.....	113
Eaux souterraines.....	114
Eaux de surface	115
1.4.3. Synthèse des cas	116
a.) OIS	116
b.) COM	116
1.5. Sites sur le Plateau suisse.....	118
1.5.1. Décharge urbaine sur fluvio-glaciaire sablo-graveleux (VUF).....	118
a.) Description du site et bref historique	118
b.) Contexte géologique et hydrogéologique	119
c.) Analyses des eaux	119
Caractérisation de la pollution.....	119
Eaux souterraines.....	119
Eaux de surface	121
1.5.2. Décharge sur alluvions sablo-limoneux (SAU).....	122
a.) Description du site et bref historique	122
b.) Contexte géologique et hydrogéologique	122
c.) Analyses des eaux	123
Référence locale.....	123
Percolats	124
Eaux souterraines.....	124
Eaux superficielles.....	126
1.5.3. Site sur fluvio-glaciaire graveleux (HAR).....	126
a.) Description du site et de son environnement.....	126
b.) Analyse des eaux souterraines	127
Référence locale.....	127
Eaux souterraines en aval du site	128
1.5.4. Site sur fluvio-glaciaire graveleux (SOR).....	128
a.) Description du site et de son environnement.....	128
b.) Analyses	129
Le percolat.....	129
Références locales	130
Eaux souterraines en aval du site	130
Effets du traitement du percolat	131
1.5.4. Synthèse des cas	132
a.) VUF	132
b.) SAU et HAR	132
c.) SOR	133
1.6. Décharges urbaines dans la plaine du Rhône	135
1.6.1. Sites de VIL.....	135
a.) Descriptions des sites et de leur environnement.....	135
b.) Analyses des eaux superficielles.....	136
1.6.2. Sites de FOL.....	137
a.) Descriptions des sites et de leur environnement.....	137
b.) Analyses des eaux superficielles.....	137
1.6.3. Synthèse des cas	138
VIL et FOL	138
1.7. Percolats de décharges urbaines françaises.....	139
2. Décharges rurales	140
2.1. Sites sur le Plateau suisse	140

2.1.1. Site sur moraine (LIV).....	140
a.) Description du site et bref historique.....	140
b.) Situation géologique et hydrogéologique.....	140
c.) Analyse des eaux superficielles.....	141
2.1.2. Site sur fluvio-glaciaire (BIE).....	141
a.) Description du site et bref historique.....	141
b.) Situation géologique et hydrogéologique.....	142
c.) Analyse des eaux superficielles.....	142
2.1.3. Site sur alluvions (FUL).....	143
a.) Description du site et de son environnement.....	143
b.) Analyses des eaux souterraines.....	144
2.1.4. Autres sites du Plateau.....	145
a.) Description des sites et de leur environnement.....	145
b.) Analyses des eaux superficielles.....	146
TIE et FRO.....	146
BOT, CRI et TRE.....	147
BRE.....	148
ROM.....	148
2.2. Sites isolés.....	150
2.2.1. Sites en Valais.....	150
a.) Situation des sites.....	150
b.) Analyses des eaux superficielles.....	150
TER et OBE.....	150
DRA.....	151
BIS.....	152
2.2.2. Les exceptions qui confirment la règle.....	153
a.) Sites de BON-3 et BON-14.....	153
b.) SOT.....	155
Effets de la filtration sur l'échantillon de percolat.....	155
Effets du dispositif d'épuration.....	156
Eléments détectés et points influencés.....	157
c.) Comparaison entre quelques sites.....	158
2.3. Synthèse des cas.....	158
a.) Les sites et leur environnement.....	158
b.) Les mesures et analyses.....	158
c.) Les points influencés.....	161
3. Décharges industrielles.....	162
3.1. Site sur Argiles tertiaires (BON).....	162
3.1.1. Situation et environnement du site.....	162
a.) Géologie et hydrogéologie.....	162
b.) Bref historique du site.....	164
3.1.2. Analyses des eaux.....	165
a.) Références locales.....	165
b.) Le percolat.....	166
c.) Eaux souterraines des graviers.....	166
d.) Les eaux souterraines dans les argiles.....	167
e.) Effet de la station d'épuration.....	168
3.2. Site sur Molasse (KOL).....	170
3.2.1. Situation et environnement du site.....	170
Géologie et hydrogéologie.....	170
Bref historique.....	170
3.2.2. Observations.....	170
a.) Eaux des graviers.....	170
b.) Eaux de la Molasse.....	171
Référence locale.....	171
Les points influencés et le percolat.....	172
3.3. Sites en milieu alluvial (CHI et BAR).....	174
3.3.1. Situation et environnement du site de CHI.....	174
Géologie et hydrogéologie.....	174

3.3.2. Analyses des eaux.....	174
a.) Référence locale.....	174
b.) Les points influencés.....	174
3.3.3. Situation et environnement du site de BAR.....	176
Le percolat.....	176
3.4. Synthèse des cas.....	177
a.) Les sites et leur environnement.....	177
b.) Les mesures et analyses.....	177
4. Sites industriels.....	179
4.1. Ancienne usine à gaz (ZUG, Suisse).....	179
4.1.1 Situation et bref historique.....	179
4.1.2 Observations.....	180
4.2. Industrie des solvants (RIV, Italie).....	181
4.2.1 Situation.....	182
4.2.2 Observations.....	182
4.3. Zone industrielle (MON).....	183
4.3.1. Situation.....	183
4.3.2. Observations.....	183
4.4. Ancienne mine (TRA).....	185
4.5. Sites industriels - Synthèse.....	186

IV. Synthèse des observations.....189

1. Sources de pollution - les décharges s.l.....	189
1.1. Composants inorganiques typiques des percolats - approche globale.....	189
1.1.1. Paramètres physico-chimiques.....	189
1.1.2. Les macro-composants.....	190
1.1.3. Les traces inorganiques.....	192
a.) Eléments non détectés.....	192
b.) Eléments traces non systématiquement présents.....	192
c.) Eléments traces presque systématiquement présents.....	193
d.) Les éléments traces principaux.....	194
e.) Le tritium.....	195
1.1.4. Comparaison avec quelques références de la littérature.....	195
a.) Les données de la littérature.....	195
b.) Comparaison entre les études.....	196
Macro-composants et paramètres physico-chimiques.....	197
Traces inorganiques.....	197
1.2. Caractérisation des percolats en fonction de leur provenance.....	198
1.2.1. Nature des déchets, définitions et principales caractéristiques.....	198
a.) Déchets urbains.....	198
b.) Déchets spéciaux.....	200
1.2.2. Distinction des percolats - tour d'horizon dans la littérature.....	201
1.2.3. Percolats de décharges pour déchets spéciaux.....	203
a.) Les macro-composants.....	204
b.) Les traces inorganiques.....	204
1.2.4. Percolats de décharges rurales.....	205
a.) Les macro-composants.....	205
b.) Les traces inorganiques.....	206
1.2.5. Percolats de décharges mixtes.....	207
a.) Macro-composants.....	207
b.) Les traces inorganiques.....	207
1.2.6. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les percolats.....	209
a.) Inventaire des traces.....	209
Eléments traces non systématiquement présents.....	209
b.) Indicateurs du type de déchets.....	209
2. Eaux souterraines.....	211

2.1. Eaux souterraines influencées par les sites contaminés - approche globale ..	211
2.1.1. Statistique descriptive.....	211
2.1.2. Recherches des polluants inorganiques typiques des sites contaminés ..	212
a.) Paramètres physico-chimiques	212
b.) Les macro-composants.....	212
c.) Les traces inorganiques	213
2.1.3. Interférences avec d'autres sources de contaminations	214
a.) Les macro-composants.....	215
b.) Les traces inorganiques	216
2.1.4. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les eaux souterraines.....	216
a.) Les indicateurs typiques des sites contaminés.....	217
b.) Les indicateurs anthropiques sens large.....	218
c.) Les autres traces et macro-composant	219
2.2. Eaux de surfaces influencées par les sites contaminés - approche globale ..	221
2.2.1. Recherches des polluants inorganiques typiques.....	221
a.) Paramètres physico-chimiques	221
b.) Les macro-composants.....	221
c.) Les traces inorganiques	222
2.2.2. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les eaux de surfaces.....	223
3. Evaluation des dangers	224
3.1. Techniques d'évaluation.....	224
3.1.1 Evaluation relative.....	224
a.) Définition	224
b.) Utilisation des indicateurs inorganiques	224
Source de pollution.....	224
Vecteur de pollution	226
3.1.2 Evaluation absolue	227
a.) Définition	227
b.) Utilisation des indicateurs inorganiques	228
V. Conclusions.....	229
1. Possibilités d'utilisation des traces pour la détection des sites contaminés	229
1.1. Réponse sur l'origine de la contamination à l'aide de marqueurs inorganiques spécifiques	229
1.2. Réponse sur les référentiels "non influencés" par les sites contaminés ...	229
1.3. Réponse à la détection de contaminations dans les eaux souterraines	230
2. Mise en pratique de l'utilisation des traces inorganiques.....	231
3. Perspectives et autres recherches	232
VI. Bibliographie.....	233

ANNEXES

I:	Données brutes des échantillons analysés dans le cadre de ce travail
II:	Données brutes des analyses du réseau AQUITYP-QUATERNAIRE
III:	Statistique descriptive des échantillons groupés en fonction du critère "influence"
IV:	Statistique descriptive des eaux souterraines (box-plot, histogrammes, centiles)
	Curriculum Vitae de l'auteur

Liste des tableaux et des figures:

I. Introduction:

Fig.I.1-	Principales sources de contaminations (Neretnieks, 1996)	1
Tab.I.2-	Transport et dégradation des polluants (Neretnieks, 1996).	2
Tab.I.3-	Analyses des eaux souterraines autour de décharges et valeurs guides de la CE (Niinen et al, 1995).....	3

II. Méthodologie

Tab.II.1.1.	Environnement géologique des sites échantillonnés.....	5
Tab.II.1.2	- Les types de sites échantillonnés.....	9
Fig.II.1.3	- Principaux groupes de déchets recensés dans quelques-unes des décharges étudiées.....	10
Tab.II.1.4	- Types d'échantillons prélevés.....	16
Tab.II.2.1-	Sites échantillonnés.	19
Tab.II.2.2-	Analyses effectuées sur les échantillons.....	21
Tab.II.2.3-	Paramètres inorganiques. Moyenne des valeurs mesurées pour les différents groupes d'échantillons, limites de détection (ld) et précision analytique (Pa)	24
Fig.II.2.4	- Schéma de principe de l'instrument HR-ICP-MS.	25
Tab.II.2.5	-Traces. Moyenne des concentrations mesurées pour les différents groupes d'échantillons, limite de détection (ld) et précision analytique Pa en %.....	27
Tab.II.2.6-	Traces inorganiques. Comparaison entre 2 méthodes de traitement. Le rapport $ Δ/b $ exprime l'écart entre la valeur de l'éch. brut (b) et de l'éch. filtré (f) rapporté à la valeur de b en %).....	32
Tab.II.2.7-	Traces inorganiques. Ecart des mesures effectuées sur 4 échantillons prélevés à double.	33
Tab.II.2.8-	Traces inorganiques. Ecart des mesures effectuées sur 4 échantillons prélevés à l'aide des deux méthodes de prélèvements (pompage et préleveur).	35
Tab.II.3.1	- Compilation des données AQUITYP.....	42

III. Sites échantillonnés

Fig.III.1.1.1-	Étapes de la décharge (tiré de Stämpfli, 1991).....	47
----------------	---	----

Fig.III.1.1.2- Situation du site CHA au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) et coupe schématique (d'après Gentizon 1989, modifié).....	48
Tab.III.1.1.3- Répartition des déchets mis en décharges à CHA.....	49
Fig.III.1.1.4- Composition des ordures ménagères à Genève.....	50
Fig.III.1.1.5- Altitude piézométrique, direction générale des écoulements (flèches) lors du prélèvement le 2 octobre 1995 et désignation des piézomètres.....	53
Tab.III.1.1.6- Teneurs en métaux mesurées dans les sédiments en 1988 par Gentizon.....	53
Fig.III.1.1.7- Valeurs des paramètres in situ sur le réseau de CHA.....	55
Tab.III.1.1.8- Facteur FcE pour la référence locale CHA-4.....	56
Fig.III.1.1.9- Concentrations des macro-composants aux différents points échantillonnés.....	58
Tab.III.1.1.10- Facteur FcL par rapport à la référence locale CHA-4.....	58
Tab.III.1.1.11- Concentrations des éléments détectés dans le percolat (CHA-7) et comparaison avec la médiane AQUITYP-Total.....	60
Tab.III.1.1.12- Facteur FcL par rapport à la référence locale CHA-4.....	62
Fig.III.1.1.13- Concentrations des traces principales dans les échantillons prélevés dans la nappe du Rhône.....	62
Fig.III.1.1.14- Concentrations des traces accessoires dans les échantillons prélevés dans la nappe du Rhône.....	63
Fig.III.1.1.15- Mesure du tritium en septembre 1988 et en octobre 1995. Valeurs en Unité Tritium (UT).....	64
Tab.III.1.1.16- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. >>ld).....	69
Fig.III.1.2.1- Situation du site THO au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	70
Tab.III.1.2.2- Répartition des déchets mis en décharges à Thonon de 1965 à 1989.....	71
Fig.III.1.2.3- Composition des ordures ménagères à Thonon.....	72
Tab.III.1.2.4- Perméabilités et vitesses réelles estimées pour les formations du Quaternaire de Thonon (d'après Gasparini, 1985).....	74
Fig.III.1.2.5- Situation géologique et caractéristiques hydrogéologiques principales des formations du delta de la Dranse et des versants (tiré de Dray, 1993).....	75
Fig.III.1.2.6- Valeurs des paramètres in situ sur le réseau de THO.....	79
Tab.III.1.2.7- Comparaison des références locale et externe.....	80
Tab.III.1.2.8- Facteur de contamination local pour les macro-composant (FcL >1).....	81
Fig.III.1.2.9- Concentrations des macro-composants aux différents points échantillonnés.....	81
Fig.III.1.2.10- Concentration des traces détectées dans les eaux de percolation (THO-1) et médiane de la référence AQUITYP-Total.....	82
Tab.III.1.2.11- Facteur de contamination local pour les traces (FcL >1).....	83
Fig. III.1.2.12- Concentrations des traces principales dans les échantillons prélevés dans le delta de la Dranse (THO-2 à THO-10).....	84
Fig.III.1.2.13- Concentrations des traces accessoires dans les échantillons prélevés dans le delta de la Dranse (T1 à T10).....	85
Fig.III.1.2.14- Mesure du tritium le 20 septembre 1988 et le 25 septembre 1995.....	86
Tab.III.1.2.15- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. >>ld).....	88
Fig.III.1.3.1- Situation des sites autour de Turin au 1:100'000.....	89

Fig.III.1.3.2- Composition des ordures ménagères à Ferrara et en Italie.....	91
Fig.III.1.3.3- Situation des sites de COL et CAS et points d'échantillonnage au 1:10'000.	93
Fig.III.1.3.4- Situation des sites de SER et BEI et points d'échantillonnage au 1:10'000 et coupe géologique dans la région de BEI.	94
Tab.III.1.3.5- Mesures in situ autour des sites de décharges urbaines de Turin.....	96
Tab.III.1.3.6- Comparaison des référentiels amonts avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire.....	97
Tab.III.1.3.7- Macro-composant présentant une anomalie significative à COL.....	98
Tab.III.1.3.8- Macro-composant présentant une anomalie significative à BEI.	99
Tab.III.1.3.9- Macro-composant présentant une anomalie significative à SER.....	99
Fig.III.1.3.10- Traces inorganiques dans les percolats de CAS, COL et BEI et comparaison par rapport à la médiane de la référence AQUITYP-Total.....	100
Tab.III.1.3.11- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de CAS.	101
Tab.III.1.3.12- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de COL.	102
Tab.III.1.3.13- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de COL.	102
Tab.III.1.3.14- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de SER.....	103
Tab.III.1.3.15- Concentrations en traces organiques dans les eaux de COL.....	103
Tab.III.1.3.16- Concentrations en traces organiques dans les eaux de BEI.....	104
Tab.III.1.3.17- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld).....	106
Fig.III.1.4.1- Situation du site OIS au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997), limite du bassin de la Beuchire (d'après Freiburghaus, 1994), tracé du cours de l'Ajoulotte (d'après Evard et Meury, 1986), esquisse tectonique et coupe géologique (d'après Schneider, 1960). Plan du site au 1:10'000.....	108
Tab.III.1.4.2- Facteur de contamination (FcE) des échantillons OIS-1 et OIS-2 par rapport à la référence AQUITYP (médiane des valeurs pour les aquifères karstiques carbonatés - REF).....	110
Fig.III.1.4.3- Plan du site de COM, et coupes à travers le site.....	112
Fig.III.1.4.4- Composition des percolats prélevés dans la partie ancienne (n°2) et récente (n°4) de la décharge de COM.....	114
Tab.III.1.4.5- Principales anomalies dans les eaux souterraine sous le site de COM.....	115
Tab.III.1.4.6- Principales anomalies dans les eaux superficielles en aval du site de COM.....	115
Tab.III.1.4.7- Bilan des analyses et classification des échantillons.....	116
Tab.III.1.4.8- Bilan des analyses et classification des échantillons de COM.	117
Fig.III.1.5.1- Situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) du site de VUF et coupe à travers le site nord (modifié d'après Schmidt, 1996).....	118
Fig.III.1.5.2- Composition en trace des eaux de percolation de la décharge de VUF.....	120
Tab.III.1.5.3- Concentrations de quelques éléments dans VUF-4 (nappe fluvio-glaciaire) et VUF-5 (nappe alluviale) et facteur de contamination les plus élevés par rapport à la référence AQUITYP-Quaternaire	120
Tab.III.1.5.4- Facteur de contamination local (FcL) des échantillons prélevés dans les eaux de surface en amont et en aval du site de VUF.	121
Tab.III.1.5.5- Mise en évidence d'anomalies dans la référence locale. Comparaison avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire.....	123
Fig.III.1.5.6- Concentrations observées dans les eaux de percolations du site de SAU.	124

Tab.III.1.5.7- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans les eaux souterraines autour du site de SAU (concentrations observées et facteur de contamination local)	125
Tab.III.1.5.8- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans les eaux de surfaces en amont et en aval du site de SAU (concentrations observées et facteur de contamination local).....	126
Tab.III.1.5.9- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans la référence locale à HAR.....	127
Tab.III.1.5.10- Principales anomalies en composants inorganiques observées en aval du site de HAR.....	128
Fig.III.1.5.11- Situation des points de prélèvements et profil géologique schématique près du site de SOR.....	129
Fig.III.1.5.12- Compositions en traces inorganiques du percolat de SOR.....	129
Tab.III.1.5.13- Concentrations de quelques traces dans les références locales à SOR et comparaison avec la référence externe AQUITYP-Quatenaire.....	130
Tab.III.1.5.14- Concentrations de quelques traces dans les eaux souterraines à SOR et facteur de contamination calculé à partir de la référence locale SOR-7.....	130
Fig.III.1.5.15- Comparaison des concentrations en éléments traces dans le percolat et en 3 endroits de la station d'épuration: l'entrée (EB), après le processus de décantation (ED) et à la sortie du dispositif d'épuration (EE).....	131
Tab.III.1.5.16- Bilan des analyses sur les eaux à VUF.....	132
Tab.III.1.5.17- Bilan des observations sur les eaux à SAU et HAR (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. $\gg 1d$).....	133
Tab.III.1.5.18- Bilan des observations sur les eaux à SOR (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. $\gg 1d$).....	134
Fig.III.1.6.1- Situation des prélèvements autour des sites de VIL. (extrait au 1:25'000 reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	135
Fig.III.1.6.2- Composition de VIL-6.....	136
Tab.III.1.6.3- Prélèvements de mai et de juin 1992 le long du site ouest de VIL.....	136
Fig.III.1.6.4- Situation des prélèvements à FOL (extrait au 1:25'000 reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	137
Tab.III.1.6.5- Prélèvements le long du canal de FOL, concentrations observées et facteurs de contaminations pour les éléments les plus significatifs.....	137
Tab.III.1.6.6- Bilan des observations sur les eaux de surface à VIL et FOL (FcL ≥ 2 ou FcE ≥ 5 et conc. $\gg 1d$).....	138
Fig.III.1.7.1- Percolat de trois décharges urbaines françaises (PEL, NEI, MEN).....	139
Tab.III.2.1- Macro-composants principaux et traces inorganiques décelés dans le ruisseau au pied du site de LIV. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	141
Fig.III.2.2- Base de la décharge de BIE, avec la mare où a été effectué le prélèvement.....	142
Tab.III.2.3- Macro-composants principaux et traces inorganiques décelés dans le ruisseau au pied du site de BIE. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	143
Fig.III.2.4- Situation des prélèvements à FUL au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	143
Tab.III.2.5- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à FUL.....	144
Tab.III.2.6- Traces inorganiques décelées de façon anormale (FcE > 2) dans le ruisseau au pied du site de TIE. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	146
Tab.III.2.7- Traces inorganiques décelées de façon anormale (FcE > 2) dans le ruisseau au pied du site de FRO. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	146

Tab.III.2.8- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à BOT CRI et TRE.....	147
Tab.III.2.9- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à BRE et situation des prélèvements au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	148
Tab.III.2.10- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à ROM et situation des prélèvements au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	149
Tab.III.2.11- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à TER et OBE.....	151
Tab.III.2.12- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à DRA et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	151
Tab.III.2.13- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à BIS et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).....	152
Tab.III.2.14- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à BON-3 et 14 et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) des deux points de prélèvement.....	154
Tab.III.2.15- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à SOT.....	155
Fig.III.2.16- Comparaison des teneurs en traces inorganiques entre l'entrée (perc.) et la sortie (EF) d'un lit de graviers filtrants.....	156
Fig.III.2.17- Comparaison entre les percolats de SOT, BON-3, BON-14, BON-15 (DS), TER, TRE et CRI.....	157
Tab.III.2.18 - Bilan des observations sur les eaux autour des décharges rurales (FcL FcE \geq 2 et conc.>>ld).....	159
Fig.III.3.1- Profil géologique à travers la région du site modifié d'après de Leuenberger et Grunder 1994.....	162
Fig.III.3.2- Représentation schématique des barrières du système naturel de la décharge (tiré de Leuenberger et Grunder 1994).....	163
Fig.III.3.3- Situation des prélèvements à BON et directions principales des écoulements.....	164
Tab.III.3.4- Comparaison des références locales de BON et de notre référence externe. FcE: facteur de contamination externe.....	165
Fig.III.3.5- Composition en traces inorganiques du percolat de BON (déchets spéciaux).....	166
Tab.III.3.6- Mise en évidences des anomalies (Fc L) dans les eaux des graviers par rapport à la référence locale (BON-4).....	167
Tab.III.3.7- Mise en évidences des anomalies dans les eaux des argiles par rapport à la référence locale (BON-8).....	168
Fig.III.3.8- Effet de l'épuration sur le percolat de BON. ec: eaux claires après épuration anaérobie et aérobie, ee: eaux épurées après passage dans un lit de charbon actif et de sables.....	169
Fig.III.3.9- Situation des à KOL. (coupe et plan tiré de Martinson, 1990 et 1996).....	171
Tab.III.3.10- Comparaison de la référence locale de KOL avec la référence AQUITYP-Molasse.....	172
Tab.III.3.11- Comparaison des échantillons d'eau de la Molasse en aval de la décharge avec la référence locale au site de KOL.....	173
Fig.III.3.12- Composition du percolat de KOL et médiane de la référence AQUITYP-Total.....	173
Fig.III.3.13- Situation des à CHI.....	175
Tab.III.3.14- Analyse des eaux souterraines autour du site de CHI et calcul des FcL.....	175
Fig.III.3.15- Composition des deux percolats de décharge pour déchets spéciaux prélevés à BAR.....	176

Tab.III.3.16- Bilan des observations sur les eaux autour des décharges de déchets spéciaux (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld).	177
Fig.III.4.1- Situation des prélèvements à ZUG et emplacement des anciennes zone de production de l'usine à gaz.	179
Tab.III.4.2- Analyses des traces inorganiques (Looser, cette étude) et des substances organiques à ZUG (Wysling, 1994).	180
Fig.III.4.3- Répartition des traces inorganiques et organiques autour du site de ZUG.	181
Fig.III.4.4- Situation des à RIV et positions des installations de productions et de traitement des résidus des solvants.	182
Tab.III.4.5- Analyses des traces inorganiques et des substances organiques à RIV.	183
Fig.III.4.6 - Situations des à MON, le long d'un canal qui draine la nappe. A droite, les graphiques illustrent les variations du facteur de contamination par rapport à la mesure MON-1 (FcL).	184
Tab.III.4.7. - Bilan des observations sur les eaux autour de deux sites industriels (FcL ≥ 2 et conc.>>ld).	186

IV. Synthèse des observations

Fig. IV.1.1- Variation des paramètres physico-chimiques dans les percolats (centiles 10% - 90 %).	190
Fig. IV.1.2- Variation des teneurs en composants inorganiques dans les percolats et dans les eaux souterraines du réseau AQUITYP (centile 10% à centile 90%) et médianes des deux groupes respectifs.	191
Tab. IV.1.3- Caractéristiques principales concernant la nature des échantillons de 5 études différentes.	195
Fig. IV.1.4- Comparaison des résultats d'analyses des percolats (min-max) provenant de 5 études différentes.	196
Tab. IV.1.5- Composition des OM dans trois pays d'Europe et compilation pour la CEE et les USA.	198
Tab.IV.1.6- Lixiviation en colonne selon le test OTD effectué sur des mâchefers et des cendres d'électrofiltres, compilation de deux analyses sur échantillons bruts. (DTP Genève, 1992).	199
Tab. IV.1.7- Groupes de déchets spéciaux selon l'Ordonnance suisse sur le mouvement des déchets spéciaux (ODS - 1986).	200
Tab.IV.1.8- Analyses de quelques déchets industriels (Zanetti et Genon, 1995).	201
Fig. IV.1.9- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges de déchets spéciaux (DS) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).	203
Fig. IV.1.10- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges rurales (DR) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).	206
Fig. IV.1.11- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges mixtes (DU+) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).	208
Tab.IV.1.12- Inventaire des traces inorganiques présentes dans les percolats. En gras indicateur de déchets spéciaux, souligné forte présence dans les ordures ménagères, italique: forte présence dans les déchets de démolition.	209
Tab.IV.1.13- Indicateurs de déchets spéciaux, ainsi qu'éléments en fortes concentrations dans les ordures ménagères et dans les déchets de démolition en l'absence de déchets spéciaux.	209
Fig.IV.1.14- Graphiques XY. Graphes du haut: éléments permettant la mise en évidence de déchets spéciaux dans les décharges. Graphes du bas: éléments non typiques des déchets spéciaux. Ces éléments sont détectés dans pratiquement tous les types de décharges, avec ou sans déchets spéciaux.	210

Fig.IV.2.1- Variation des paramètres physico-chimiques dans les eaux souterraines influencées par les sites contaminés et comparaison avec AQUITYP-Total.	212
Fig.IV.2.2- Comparaison entre la composition des eaux souterraines influencées par les sites contaminés et les eaux du projet AQUITYP. Centile 10-90 % à gauche et médiane à droite.	213
Fig.IV.2.3- Comparaison entre la composition des eaux souterraines influencées par les sites contaminés et des eaux souterraines pouvant être contaminées par d'autres sources. Centile 10-90 % à gauche et médiane à droite.	215
Tab.IV.2.4- Eléments inorganiques typiques des sites contaminés, en gras traces liées aux percolats de décharges de déchets spéciaux.	217
Fig. IV.2.5. - Box-plots pour quelques indicateurs de sites contaminés.	218
Tab.IV.2.6- Eléments inorganiques typiques des sites contaminés. Souligné: forte présence dans les déchets urbains.	218
Fig. IV.2.7. - Box-plots pour quelques indicateurs anthropogènes sens large. Les box-plots font bien ressortir les autres origines anthropogènes possibles	219
Fig. IV.2.8. - Box-plots pour quelques traces. Les box-plots font bien ressortir l'importance des influences géogènes.	220
Tab.IV.2.9- Paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surfaces.	221
Tab.IV.2.10- Eléments inorganiques dans les eaux de surfaces influencées et non influencées par les sites contaminés.	222
Tab.IV.2.11- Indicateurs en traces inorganiques dans les eaux de surfaces.	223
Fig. IV.3.1- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.	225
Fig. IV.3.2- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.	225
Fig. IV.3.3- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans deux points différents des aquifères autour de 5 sites.	226
Fig. IV.3.4- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.	227
Tab.IV.3.5- Comparaison entre les teneurs indicatives tirées de cette étude et les valeurs de la liste "Hollandaise".	228

V. Conclusions

Tab. V.1.1- Les éléments en traces comme indicateurs de pollutions par les sites contaminés.	231
---	-----

Résumé

Les sites contaminés constituent l'une des principales causes de pollution de l'environnement et surtout du sol et du sous-sol. L'un des problèmes posés par ces sites est leur localisation. Beaucoup d'entre eux sont en effets d'anciennes décharges ou d'anciennes zones industrielles.

Les eaux constituant bien souvent le véhicule principal des contaminations dans le sol et le sous-sol, il est nécessaire de disposer d'indicateurs pour pouvoir détecter les sources de pollutions dans des régions où l'emplacement des sites suspects n'est plus connu, ainsi que pour pouvoir surveiller les sites contaminés tant dans la durée que dans l'espace.

Cette étude à montré, à travers la description de nombreux cas (41 sites) et le traitement statistique des échantillons collectés (222 échantillons) que l'utilisation des traces inorganiques est utile pour la reconnaissance des sites contaminés (décharges ou sites industriels). Les résultats les plus intéressants sont la mise en évidence d'indicateurs spécifiques des déchets spéciaux.

Principaux résultats

- Quelques traces inorganiques caractérisent pratiquement exclusivement les déchets spéciaux en raison de leur absence des ordures ménagères et des déchets de démolitions. Nous avons montrés que ces traces sont des indicateurs spécifiques qui permettent d'identifier la présence de déchets spéciaux mélangés à des ordures ménagères. Il s'agit de: Se, As, W, Cs, Sc, Bi, Ga, Hg, Ag.
- Les ordures ménagères et assimilées ou les déchets de démolitions ne présentent pas de traces vraiment caractéristiques, mais quelques éléments ont des concentrations plus importantes dans l'un ou l'autre de ces types de déchets: Cu, U, La, B, Al, Ni et Co pour les déchets urbains, Zn et Li pour les déchets de démolition.
- Les éléments inorganiques principaux des percolats de décharges sont B, Ba et Br qui ont des concentrations souvent proches ou supérieures au mg/l. Le tritium est aussi souvent associé aux décharges.
- La comparaison entre les eaux souterraines non influencées recueillies lors de cette étude et les eaux souterraines influencées par les sites contaminés a permis de mettre en évidence un certain nombre de traces inorganiques qui se démarquent significativement du "bruit de fond" lorsqu'il y a pollution par des sites contaminés. Ces indicateurs de sites contaminés, qui ne sont en principe pas présents dans les eaux souterraines non influencées sont Cs, Sb, Sn, Ag, Bi, La, Se, Zr et le tritium.

- Nous avons mis en évidence dans les eaux souterraines des marqueurs anthropogènes, présents en concentrations anormales lors d'une pollution par les décharges: Ti, Co, V, Ni, Cu, Ba, Br et B. Des valeurs - guides ont pu être établies pour ces éléments, ce qui permet de les utiliser lors d'une recherche de sites contaminés.
- La même démarche a été adoptée pour un nombre restreint de prélèvements dans des eaux de surfaces. Les traces significatives sont les mêmes que pour les eaux souterraines, à l'exclusion de Sn et La, mais par contre Hg, Cd et Pb sont présents à des teneurs significatives en cas de pollutions par les sites contaminés.

Abstract

Contaminated sites form one of the major causes of environmental pollutions, in particular those of the soil and of the underground. One of the main problems presented by these sites is their location.

Since water is the main contamination support in soil and underground, it is necessary to get good indicators to be able to detect pollution sources in areas where suspected sites location remains unknown. This is also necessary for the monitoring of contaminated sites in time and space.

The aim of this project is to enhance the use of inorganic trace elements by offering specialists a new investigation tool adapted to a survey strategy of contaminated sites in various geological conditions like those found in Switzerland.

This study has shown, through numerous site descriptions (41 sites) and the statistical approach of collected samples (222 samples), that the use of inorganic trace elements is helpful for the survey of contaminated sites. The most interesting result shows specific indicators for hazardous waste.

Principal results

- Some inorganic trace elements represent almost exclusively hazardous wastes, since they are missing in the domestic and in the inert wastes. We also showed that these trace elements are typical indicators allowing to detect the presence of hazardous waste mixed with domestic wastes. These elements are : Se, As, W, Cs, Sc, Bi, Ga, Hg, Ag.
- Domestic and inert wastes do not show any characteristic trace elements. In general one can find the following elements in more or less important amounts in domestic wastes : Cu, U, La, B, Al, Ni, Co and Zn, Li in inert wastes.
- We also noticed that main inorganic trace elements in landfill leachates are : B, Ba and Br, of which the concentration is often close to or greater than mg/l. Tritium is also often associated to landfills.
- The comparison between uninfluenced groundwater collected during this study and polluted groundwater has allowed to value some inorganic trace elements. These elements differ significantly from the natural background when polluted sites are encountered. We distinguished specific indicators that are not present in uninfluenced groundwater : Cs, Sb, Sn, Ag, Bi, La, Se and tritium

- We also put forward the presence of typical tracers showing anomalous concentrations in case of pollution by landfills, such as : Ti, Co, V, Ni, Cu, Ba, Br and B.
- Guide values could be established for these elements for their use in detecting contaminated sites.
- The same process was adopted for a limited amount of samples in surface waters. The significant trace elements are the same as for groundwater, except Sn and La. Hg, Cd and Pb which, on the other hand, could be detected at significant concentrations in cases of pollutions by contaminated sites.

Remerciements

Au terme de ce travail de recherche, je tiens à remercier tous ceux, qui ont accepté de me fournir des sites à étudier ou qui en ont influencé le cours, par leurs idées et conseils.

Je tiens en premier lieu à remercier le Professeur A. Parriaux qui a accepté de diriger et de me confier cette recherche qui a été entièrement financée par son Laboratoire de géologie. Il m'a donné l'impulsion nécessaire pour que je mène à bien ce travail et a su guider mes choix sans s'imposer, ce dont je le remercie.

Ma reconnaissance va ensuite à toute l'équipe du Laboratoire de chimie du GEOLEP. Le Dr Mike Bensimon a su maîtriser les nombreux pièges tendus par mes percolats grâce à sa connaissance de l'ICP-MS-HR, alors que Rosa Ana Menendes, Alina Tomaniak et Julien Bourquin ont résisté avec courage aux odeurs souvent pestilentielles de mes échantillons.

Merci aussi à David Etcheverry qui a réalisé les fastidieuses analyses du tritium de mes nombreux échantillons.

Beaucoup de personnes ont soutenu ma démarche en acceptant de m'indiquer des sites contaminés et en m'y laissant prélever des échantillons. Je suis particulièrement reconnaissant à Gian Luigi Soldi, fraîchement nommé géologue de la Province de Turin et au Dr Pavone, chef du Laboratoire de la santé publique à Grugliasco, qui m'ont permis d'accéder à plusieurs sites de décharges autour de Turin. Cette étude leur doit beaucoup, qu'ils en soient ici remerciés.

Le Dr E. Höhn de l'EAWAG ainsi que le Dr B. Côme de la société ANTEA à Orléans m'ont donné de précieux conseils au cours de la rédaction de ce travail et ont accepté de faire partie du jury de ma thèse, ce dont je les remercie. Je remercie aussi le Dr Mermoud du Département de Génie Rural à l'EPFL, qui a accepté de faire partie du jury et qui a pris le temps de lire cette thèse.

Le Dr C. Wenger et le Dr U. Ziegler de la section "Altlasten" de l'OFEFP m'ont donné des conseils et des informations fort utiles concernant les nouveaux concepts pour la gestion des sites contaminés, je les en remercie vivement.

Un grand merci aux responsables et géologues cantonaux pour les précieuses informations qu'ils m'ont fournies sur les sites de leur canton respectif et sans qui ce travail n'aurait pu voir le jour. Je pense tout particulièrement au Dr F. Noël pour le canton de Fribourg, qui a aussi accepté d'être expert dans mon jury de thèse. Ma reconnaissance va aussi à M. F. Veuthey du canton du Valais, qui m'a donné l'accès à mes premières décharges, au Dr G. Amberger du canton de Genève, à M. Guignard du canton de Vaud, ainsi qu'à M. R. Bleiker du canton de Zug.

J'exprime toute ma gratitude aux responsables de décharges ainsi qu'aux collègues géologues qui m'ont "ouvert leurs piézomètres" et donné de précieuses informations sur "leurs" sites. Je pense notamment à M. Lugin et au Dr R. Bentz responsables "Sécurité des installations" chez CIBA, au Dr B. Matter et à Mme C. Wahli-Martinson de CSD Berne, à MM. J.A. Jossen, M. Fischer et au Dr J. Thierrin de CSD Porrentruy, au Dr J.L. Tardent du SMDK Kölliken, à M. O. Kissling doctorant à l'ETHZ, à M. V. Schouvey d'ABA Géol, à M. Dr Dray du Centre de recherche géodynamique à Thonon, à M. Dr Poncet responsable de la STEP de Thonon, à M. Sudan de la décharge cantonale de Genève, à Mme S. Freiburghaus du bureau Matthey à Montezillon, à Mme D. Goy-Eggenberger ancienne du 3ème cycle d'environnement de l'EPFL, ainsi qu'au Dr A. Bapst de MFR à Bienne. Que tous soient ici remerciés pour l'accueil qu'ils m'ont réservé.

De nombreux collègues et ex-collègues du GEOLEP se sont intéressés à mes recherches et m'ont soutenu en participant aux prélèvements, merci Dr Stefan Hesske, en m'introduisant au monde des décharges italiennes, merci Dr Antonio Dematteis, en participant à des discussions animées sur les concepts hydrogéologiques, merci "JC" Maréchal et "Beppe" Franciosi, en m'aidant à résoudre de petits problèmes de diffusion, merci Dr Laurent Tacher et Dr Pierre Perrochet, en me conseillant utilement sur la planification de ma thèse, merci Dr Gabriel De Los Cobos, en reprenant des mandats en cours de route, merci Marc Ferrer et Nicole Schaffter, en effectuant des traductions anglaises, merci Martine Tiercy ou allemandes, merci Christophe Burgi. Merci aussi à Bernard Sperandio pour ses conseils sur "deltagraphe" et à Patrice Gallay pour son aide dans le choix parfois délicat du matériel de terrain, .

Roland Beutler, Jean-Philippe Rey et Julien Vaudan ont affronté avec ténacité ma prose et ont supporté stoïquement mes états d'âme: un grand merci à tous les trois. Encore un merci particulier à Véronique Maître qui m'a "déchargé" du projet "Nitrates" et grâce à qui j'ai pu acquérir des rudiments de pédologie et de vulgarisation agricole.

J'adresse encore ma gratitude à mes autres collègues du GEOLEP et à mes proches, mes parents surtout, qui m'ont témoigné leur soutien durant ces cinq années de doctorat.

Au terme de ces remerciements, je dédie ce travail à ma femme Rossella et à mes enfants Gabriele et Julien.

I. Introduction:

1. Motivations et objectifs de ce travail

Les sites contaminés comprennent des décharges, des dépôts, des installations et des lieux d'accidents, contaminés par des polluants pour lesquels il est prouvé qu'ils sont à l'origine d'atteintes nuisibles ou incommodes à l'environnement ou qu'ils risquent de l'être un jour. Ces sites incluent aussi leurs matériaux solides (débris de construction, sol ou terrain meuble) contaminés par des polluants (définition de l'OFEFP, 1995). Les sites contaminés sont désignés en France par l'expression "points noirs".

Les sites contaminés constituent ainsi l'une des principales causes de pollution de l'environnement et surtout du sol et du sous-sol. Pour s'en convaincre il suffit de se reporter à l'inventaire dressé par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (in Fetter, p.29, 1992) ou sur la liste dressée par Neretnieks que nous reprenons ci-dessous (Fig.I.1).

Source	Type of pollutant					
	Physical	Inorganic	Trace	Organic	Bacterial.	Radiologic
Municipal						
Sewer leakage	Minor	Primary	Secondary	Primary	Primary	Minor
Sewer effluent	Minor	Primary	Secondary	Primary	Primary	Minor
Sewage sludge	Minor	Primary	Primary	Primary	Primary	Minor
Urban runoff	Minor	Secondary	Variable	Primary	Minor	Minor
Solid wastes	Minor	Primary	Primary	Primary	Secondary	Minor
Lawn fertilizers	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Agricultural						
Evapotranspiration and leaching	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Fertilizers	Minor	Primary	Secondary	Secondary	Minor	Minor
Soil amendments	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor	Minor
Pesticides	Minor	Minor	Minor	Primary	Minor	Minor
Animal wastes	Minor	Primary	Minor	Secondary	Primary	Minor
Stockpiles	Minor	Primary	Minor	Variable	Variable	Minor
Industrial						
Cooling water	Primary	Minor	Primary	Minor	Minor	Minor
Process waters	Variable	Primary	Primary	Minor	Variable	Minor
Storm runoff	Minor	Secondary	Variable	Primary	Minor	Minor
Boiler blowdown	Primary	Secondary	Primary	Minor	Minor	Minor
Stockpiles	Minor	Primary	Variable	Variable	Minor	Variable
Water treatment plant effluent	Minor	Primary	Secondary	Minor	Minor	Minor
Chlorinated/halogenated hydrocarbons	Minor	Secondary	Primary	Minor	Minor	Minor
Hydrocarbons	Secondary	Secondary	Secondary	Primary	Minor	Minor
Tank pipeline and storage leakage	Variable	Variable	Variable	Variable	Minor	Variable
Brines	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor
Radioactive waste disposals	Minor	Secondary	Minor	Minor	Minor	Primary
Oil field						
Brines	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor
Hydrocarbons	Secondary	Secondary	Secondary	Primary	Minor	Minor
Mining wastes						
Brines	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor
Mine tailings	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Secondary
Miscellaneous						
Polluted precipitation of surface waters	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable	Variable
Septic tanks and cesspools	Minor	Primary	Minor	Secondary	Primary	Minor
Road deicing	Minor	Primary	Minor	Secondary	Minor	Minor
Sea water intrusion	Primary	Primary	Primary	Minor	Minor	Minor
Gasoline stations	Secondary	Minor	Secondary	Primary	Minor	Minor

Fig.I.1- Principales sources de contaminations (Neretnieks, 1996)

L'un des problèmes posé par ces sites est leur localisation. Beaucoup d'entre eux sont en effet d'anciennes décharges ou d'anciennes zones industrielles comme l'indique d'ailleurs le terme allemand d'"Altlasten" qui désigne les sites contaminés. L'affectation actuelle des terrains autrefois occupés par ces sites en rend l'identification difficile sans des mesures d'investigations spécifiques.

A cet égard, la recherche des anciens sites contaminés est proche, quant à sa logique et aux techniques employées, de la recherche d'aquifère ou de gisements de minerais. Si le géologue-prospecteur peut s'appuyer sur une typologie complète et sur des méthodes bien éprouvées pour les recherches d'eau ou de minerais, ce n'est pas encore le cas en ce qui concerne les sites contaminés.

Les eaux constituant bien souvent le véhicule principal des contaminations dans le sol et le sous-sol, il est nécessaire de disposer de bons indicateurs pour pouvoir détecter les sources de pollutions dans des régions où l'emplacement des sites suspects n'est plus connu, ainsi que pour pouvoir surveiller les sites contaminés tant dans la durée que dans l'espace.

Ce projet a pour but de valoriser l'utilisation des éléments en traces inorganiques pour fournir aux praticiens un nouvel outil d'investigation adapté à une stratégie de reconnaissance et d'inventaire des sites contaminés, dans des contextes géologiques et géographiques variés comme ceux rencontrés en Suisse.

2. Pourquoi les traces inorganiques ?

L'étude des éléments minéraux dans l'hydrosphère à jusqu'ici été limitée par les très faibles concentrations qui les rendent difficilement décelables par des méthodes chimiques classiques. Un nouvel outil analytique très performant, le spectromètre de masse à haute résolution à source de plasma (ICP-MS-HR) a ouvert de nouvelles perspectives en permettant d'abaisser d'une manière drastique les seuils de détection des éléments minéraux.

Type of pollutant	Characteristics
Salts e.g. sea water, brines, road deicing.	Mix freely with GW (Ground Water) and move essentially with the same velocity as GW, i.e. are not retarded. Do not decay.
Heavy and other toxic metals e.g. As, Cd, Cu, Pb...	Mix freely with GW. Are often considerably retarded by various chemical and physical processes. Do not decay.
Dissolved organics	Mix freely with GW. Are often considerably retarded by various chemical and physical processes. Decay by biocatalysis.
NAPL (Non Aqueous Phase Liquids)	Do not mix freely with GW. Form a phase of their own. Float on water. Sparingly soluble. Dissolved fraction is often considerably retarded by various chemical and physical processes. Decay by biocatalysis. Volatile.
DNAPL (Dense Non Aqueous Phase Liquids)	Do not mix freely with GW. Form a phase of their own. Heavier than water. Sparingly soluble. Dissolved fraction is often considerably retarded by various chemical and physical processes. Decay by biocatalysis and abiotic processes. Volatile.
Radioactive substances	Very low concentrations. Mix freely with GW. Are often considerably retarded by various chemical and physical processes. Decay.

Tab.I.2- Transport et dégradation des polluants (Neretnieks, 1996).

Cet aspect analytique étant acquis, il faut aussi se demander si les substances minérales et les éléments traces en particulier peuvent être des révélateurs de sites contaminés. Dans son inventaire des principales sources de pollutions des eaux Neretnieks (1996) montre que les traces minérales constituent bien l'un des vecteurs principaux de pollution (tab.I.1).

Dans le même article, l'intérêt des éléments inorganiques par rapport aux substances organiques et aussi mis en évidence dans un tableau que nous reproduisons ici (I.2) est qui résume les mécanismes de transports et de dégradations des polluants.

Le principal intérêt des substances inorganiques réside dans le fait qu'elles ne se dégradent pas et que pour certaines d'entre elles (saumures = brines), la vitesse de transport est identique à la vitesse de l'eau souterraine.

Les autres avantages sont plutôt d'ordre pratique par rapport aux méthodes basées sur l'analyse des substances organiques: relativement bonne stabilité chimique, bonne représentativité de l'échantillon par rapport au lieu de prélèvement, analyses simples si l'on dispose de l'appareillage adéquat, bonne connaissance des teneurs géochimiques naturelles (grâce au projet AQUITYP mené depuis 10 ans par le GEOLEP).

3. État des connaissances scientifiques

Il est clair qu'en fonction de ce qui a été dit sur les avantages des substances inorganiques, elles sont déjà utilisées dans le cadre des études de sites contaminés. Le nombre de substances employées est toutefois restreint aux macro-composants et à quelques éléments en traces qui posent des problèmes de toxicité, comme le montrent les nombreuses études qui analysent la composition des percolats de décharges et leurs impacts sur les eaux souterraines.

parameter	average (variation range)	EEC limits GL/MAC*
conductivity, mS/m	23.7 (4.2-120)	40/-
pH	6.5 (4.8-7.9)	6.5-8.5/-
COD _{Mn} , mg/l	13.3 (1-44)	5/2
COD _{Cr} , mg/l	30.6 (<10-73)	-
TOC, mg/l	12.6 (1-92)	3.5/-
BOD ₇ , mg/l	25.6 (<2-190)	-
NH ₄ -N, mg/l	2.52 (<0.01-28)	0.04/0.4
tot.-N, mg/l	2.81 (<0.01-28)	-/1
Cl, mg/l	12.1 (<1.0-106)	25/-
Fe, mg/l	2.7 (<0.1-1.3)	0.05/0.2
Mn, mg/l	0.56 (<0.1-2.5)	0.02/0.05
As, µg/l	4 (<1-19)	-/50
Cd, µg/l	0.2 (<0.1-1.3)	-/5
Cr, µg/l	1 (<1-13)	-/50
Cu, µg/l	3 (<1-33)	100/3000
Ni, µg/l	24 (<3-190)	-/50
Pb, µg/l	3 (<1-25)	-/50
Zn, µg/l	138 (<10-1000)	100/5000
CN, µg/l	57 (<5-781)	-/50

* GL = guide level, MAC = maximum admissible concentration

Tab.I.3- Analyses des eaux souterraines autour de décharges et valeurs guides de la CE (Niinen et al, 1995).

Nous citerons à titre d'exemple les analyses réalisées récemment par Niininen et al (1995) sur des décharges finlandaises (tab.I.3) et qui sont représentatives des substances généralement utilisées. A coté des analyses, les auteurs mentionnent les normes de la communauté européenne (EEC limits) pour les eaux de boissons. Les résultats d'autres études sont présentés au chapitre IV.

4. Démarche adoptée

Dans une première étape, l'analyse de nombreux cas de sites contaminés nous a permis de mettre à l'épreuve l'utilisation des traces inorganiques et de constituer une base de données pour une interprétation plus globale des résultats. Outre l'inventaire des substances inorganiques présentes dans les différents environnements et sites contaminés étudiés, nous avons tenté de répondre à trois objectifs qui vont permettre de généraliser cette démarche:

1. identification de l'origine de la contamination à l'aide de marqueurs inorganiques spécifiques.
2. mise en évidence des interférences avec les substances inorganiques du sous-sol.
3. identification des marqueurs typiques de pollutions qui franchissent les barrières techniques et naturelles autour des sites contaminés.

Ce travail comprend:

- chap.II - une partie méthodologique où nous présentons les critères qui ont préfiguré aux choix des sites. Nous en décrivons aussi les caractéristiques générales dans le contexte géopolitique des trois pays où ils se situent: la Suisse, l'Italie et la France. Les méthodes de prélèvements et d'analyses sont aussi décrites et leur limites présentées.
- chap.III - ce chapitre consigne les observations et analyses qui ont été effectuées autour des différents sites. A la fin des cas, un bilan présente les principales substances inorganiques mises en évidence. Cette description des cas, parfois fastidieuse, a été rendue indispensable pour permettre la caractérisation de chaque échantillon. Cette caractérisation (percolat, eaux influencées ou non influencées par le site) sert de base à la synthèse présentée au chap.IV.
- chap.IV - nous avons tenté de dégager les substances inorganiques les plus caractéristiques de différents types de déchets, puis nous avons recherché celles qui permettent une mise en évidence d'anomalie dans les eaux.
- chap. V - dans les conclusions nous tentons de répondre aux trois objectifs décrits ci-dessus et présentons quelques aspects concernant l'emploi des indicateurs mis en évidence, ainsi que les axes pour des développements ultérieurs.

II. Méthodologie

Comme nous l'avons vu dans l'introduction, l'un des buts de cette étude est de faire un inventaire des traces inorganiques liées aux rejets par les sites contaminés. Pour réaliser cet objectif, l'idéal serait de recouper tous les types de sites par tous les milieux géologiques. Indépendamment de l'aspect logistique et analytique que cela représenterait, cette approche statistique n'est pas réaliste, car nous avons constaté qu'un très grand nombre de sites se trouvent dans un petit nombre de situations géologiques, et de plus, que seul un petit nombre de ces sites sont de types différents. Nous nous sommes donc attachés à caractériser les cas les plus courants.

1. Choix des sites

Le choix des sites a été conditionné par des critères scientifiques (nature et emplacement des sites), techniques (accès aux eaux souterraines) et politiques (accord des autorités ou organismes s'occupant de la gestion du site). Une étude bibliographique nous a permis de recenser un certain nombre de sites déjà équipés d'un réseau de surveillance. Les contacts que nous avons eu avec les bureaux privés et les autorités cantonales nous ont permis de compléter notre échantillonnage. Nous attirons l'attention du lecteur sur le fait que tous les sites sont désignés par un code de trois lettres majuscules, ceci à la demande de quelques exploitants qui ne désiraient pas que leur décharge soit nommément citée. Par soucis d'homogénéité tous les sites ont été désignés de cette façon. Le lecteur pourra toutefois se repérer à l'aide des références bibliographiques ou des plans qui illustrent la description des cas.

1.1. Les milieux géologiques

Des sites ont été recherchés dans les environnements géologiques similaires à ceux du réseau AQUITYP qui sert de référence géogène (voir chap.II.3). Il s'agit des terrains meubles quaternaires, des roches karstiques carbonatées et évaporitiques, des roches sédimentaires à porosité de fissure et d'interstices (molasse) et des roches cristallines.

Aquifère type	Lithologie	Formation	nombre de cas
terrains meubles	graviers, sables et limons	Alluvions et delta alluvial	5
		Plaine alluviale	14
		Fluvio-glaciaire	10
		Moraine	6
karst carbonatés	calcaires	(Jura)	1
roches sédimentaires	marnes et argiles	Argile Tertiaire	2
		Molasse	4
roches cristallines	gneiss	(massif du Mont-Blanc)	1
	total		43

Tab.II.1.1. Environnement géologique des sites échantillonnés

Il a été difficile de réunir une grande diversité de milieux géologiques principalement en raison de la répartition des sites eux-mêmes, ensuite pour des raisons d'accès aux eaux souterraines. Le type aquifère le plus fréquent est donc représenté par les terrains meubles du Quaternaire, les autres types n'ont été rencontrés qu'accessoirement (tab.II.1.1).

1.1.1. Terrains meubles quaternaires

La plupart des sites sont situés dans des terrains graveleux, d'origines alluviales ou fluvio-glaciaires, ceci pour deux raisons principales:

- les centres urbains se sont développés surtout sur des zones de Plateau (Plateau Suisse, delta de la Dranse par exemple) et sur des plaines (plaine du Rhône, plaine du Pô), essentiellement en raison de la proximité de voies de circulations routières ou fluviales importantes (Dagradi, 1982).
- la forte demande de matériaux de constructions a nécessité l'exploitation de sables et graviers.

L'extraction de ces matériaux a produit des excavations de taille souvent importante qu'il a fallu par la suite remblayer. Le comblement a en général été effectué à l'aide de déchets urbains, sans précaution particulière jusque dans les années 80 (THO par exemple).

Par la suite, les pays européens ont introduit des législations contraignant les exploitants à effectuer des aménagements importants (décharges autour de Turin par exemple), ou à abandonner progressivement de tels sites (voir l'Ordonnance de 1990 sur le traitement de déchets de la Suisse par exemple).

Notons encore que de nombreux vallons ont aussi servi de réceptacle aux déchets urbains. Ces dépressions sont principalement situées dans des terrains quaternaires, alluviaux (CHA près de Genève par exemple) ou fluvio-glaciaires (SOR à Châtel-St Denis par exemple).

La décharge en milieu graveleux est un modèle courant, aussi bien pour les déchets ruraux que pour les déchets urbains (types de déchets définis au chap.II.1.2.2). Ce type d'environnement est aussi un sujet d'étude privilégié puisque la plupart de ces formations recèlent des aquifères exploitables. Les nappes au voisinage des sites de décharges sont ainsi souvent équipées de piézomètres, soit à la suite d'investigations en raison d'une pollution de la nappe, ou parce qu'un réseau de contrôle est exigé dès leur création (décharge récente). L'accès aux eaux souterraines en amont et en aval du site est alors généralement garanti.

Dans le cadre de cette étude, nous avons eu accès à 5 sites de décharges situés dans la plaine alluviale du Pô, autour de Turin, d'un site situé dans la plaine du Rhône à Genève (CHA), du site de THO situé dans le delta de la Dranse, de la décharge SAU placée dans la plaine de l'Orbe et d'une série de sites isolés situés dans la plaine du Rhône entre Villeneuve et Viège. Le site de SOR ainsi qu'une série de sites isolés ont été échantillonnés dans des terrains fluvio-glaciaires et morainique du Plateau. Mentionnons encore que ce sont dans les plaines, autour

des grandes villes, que se trouvent les plus grandes concentrations d'industrie. Il n'est donc pas étonnant que les trois sites industriels que nous avons échantillonnés se situent dans cet environnement (MON, ZUG et RIV).

1.1.2. Roches karstiques carbonatées

Les décharges en milieu calcaires sont assez courantes dans les Préalpes et surtout dans la chaîne du Jura. Il s'agit principalement de remplissage de dolines et plus rarement de dépôts de pente, de remplissage d'ancienne carrière (OIS) ou de vallon (Bouvier, 1986).

A quelques exceptions près (La Chaux de Fonds par exemple), il n'y a pas de très grands centres urbains dans ces massifs montagneux. Les sites industriels sont ainsi rares et les ordures déposées sont donc de nature plutôt rurale. Le "tourisme" des déchets n'est toutefois pas exclu (site de COM par exemple).

Les caractéristiques hydrogéologiques des aquifères karstiques rendent aussi difficile la mise en évidence de pollutions et l'échantillonnage. Les aquifères karstiques recueillent en effet les eaux sur de très vastes régions. Les pollutions diffuses liées aux sites contaminés sont donc difficiles à déceler en raison des processus de dilution. Ceci explique pourquoi les décharges posent relativement peu de problèmes dans ce milieu contrairement aux lisiers ou plus rarement aux égouts (Parriaux et Mandiaz, 1990). Ces derniers provoquent périodiquement des pollutions en raison d'une charge polluante élevée et d'une localisation spatio-temporelle ponctuelle.

Il est aussi difficile d'établir un lien entre une région particulière d'un bassin (par exemple un site de décharge) et les sources qui y sont liées. Réciproquement, la relation entre une pollution survenant à une émergence et la localisation de son origine dans le bassin hydrogéologique n'est pas non plus évidente (Parriaux et Mayoraz, 1990). De nombreux essais de traçages ainsi que la carte du toit de l'Argovien qui constitue le niveau de base des aquifères du Jura (Aubert et al, 1979) montrent que des interconnexions temporaires existent entre les différents bassins hydrogéologiques jurassiens lors des périodes de hautes eaux. Ce phénomène provoque une dispersion des pollutions en plus de la dilution déjà importante qu'elles subissent. Dans les Préalpes, le contrôle de la tectonique est beaucoup plus important, ce qui permet d'identifier assez clairement les bassins d'alimentation des sources (Looser et Dematteis, 1995). Dans les deux types d'aquifères un autre effet de dispersion-dilution peut intervenir encore pour des aquifères imbriqués. C'est le cas par exemple à St Croix (COM) où l'aquifère lié aux calcaires crétacés se déverse dans l'aquifère du Malm.

Enfin, l'accès aux eaux souterraines dans les aquifères karstiques n'est pas évident. Il est en effet fort rare de pouvoir prélever les eaux en amont et en aval d'un site en milieu calcaire, d'une part en raison du manque de forages et d'autre part en raison de l'épaisseur souvent importante de la zone non saturée. Nous avons pu toutefois accéder à un site (OIS) équipé d'un

forage atteignant des eaux souterraines en aval d'une décharge urbaine. Nous verrons que l'autre exemple cité (COM) n'est pas strictement lié aux calcaires, mais à des dépôts glaciaires.

1.1.3. Roches sédimentaires (marnes et argiles)

Les marnières ont constitué et constituent encore des sites de dépôts privilégiés en raison des conditions géologiques favorables qu'elles présentent: basses perméabilités et absence d'eaux souterraines exploitables notamment. Ainsi, dans sa planification pour l'aménagement de nouvelles décharges, le canton de Vaud a retenu 5 sites privilégiés dont 3 sont des marnières (Stampfli, 1992).

Ce type d'environnement géologique est d'ailleurs pratiquement le seul à correspondre aux dispositions de l'OTD "... la preuve est faite lorsqu'on se trouve en présence de couches naturelles, pour une grande part homogènes, dont l'épaisseur est d'au moins 7 m, et le coefficient de perméabilité k , de 1×10^{-7} m/s au plus." (OTD 1990, annexe 2, alinéa 5, p.29).

En Suisse c'est principalement sur le Plateau que de telles formations se rencontrent. Elles sont liées surtout à la Molasse d'âge Chattien et Aquitanien riche en niveaux marneux, ainsi que plus localement à des dépôts quaternaires d'argiles stratifiées d'origines lacustres et glacio-lacustres (Parriaux et al, 1988).

En raison de leur réputation de barrières naturelles imperméables, les formations marneuses sont souvent destinées à recevoir des décharges pour déchets spéciaux et industriels. C'est le cas du site de KOL, situé sur les marnes de la molasse aquitanienne, et de celui de BON, situé dans les dépôts d'argiles tertiaires du nord de l'Ajoie.

Comme nous le verrons dans ces deux cas, ces formations bien que peu perméables, recèlent des eaux souterraines et surtout sont situées au-dessus de formations aquifères (respectivement des grès molassiques et des graviers fluviaux). Le rôle de rétention géochimique important joué par ces formations argileuses (Mohamed et Yong, 1996) n'est malgré tout pas suffisant pour empêcher toute migration de polluants.

1.1.4. Autres types de formations.

Les autres types de formations qui peuvent être rencontrés en bordure et dans l'arc Alpin sont les roches métamorphiques et les roches cristallines. Nos investigations, en Valais notamment, ne nous ont toutefois pas permis d'échantillonner ce genre de décharge.

En effet, dans les régions montagneuses comme en plaine, les dépôts sont effectués à proximité des zones habitées. Beaucoup de villages sont situés sur le fond des vallées, les décharges sont donc réalisées sur des alluvions ou des terrains fluvio-glaciaires (DRA, par ex.). Les villages situés sur les flancs des vallées déversaient (déversent encore pour certains d'entre eux) leurs ordures directement sur la pente située en contrebas. Plusieurs cas de ce genre ont été visités,

mais aucun prélèvement d'eau n'a pu être effectué, car les déchets étaient mêlés à des éboulis sans présence d'eau superficielle ou souterraine accessible.

Des prélèvements ont été effectués en amont et en aval d'une ancienne mine de galène sur fluorine à titre indicatif (TRA, vallée des Dranses).

1.2. Les types de sites

Ce n'est pas une volonté délibérée de notre part, mais l'accès aux sites contaminés de type industriel s'est révélé difficile. Ils constituent donc un aspect un peu marginal de cette étude et l'accent a surtout été mis sur les décharges (voir tab.II.1.2).

Type de site	nombre de cas
ZI: zone industrielle	3
MIN: ancienne mine	1
DR: décharge rurale	17
DU: décharge urbaine	10
DU+: décharge urbaine avec déchets spéciaux	8
DS: décharge pour déchets spéciaux	4

Tab.II.1.2 - Les types de sites échantillonnés.

En Suisse, les décharges représentent plus de 65 % des sites contaminés (sur plus de 25'000 sites recensés), le reste étant constitué d'aires industrielles et pour une part minime de lieux d'accidents (Wenger, 1996). A titre d'exemple, le canton de Berne compte 1864 sites de décharges, 1245 aires d'entreprises et 14 lieux d'accidents (Wersin, 1996). Ces proportions peuvent toutefois être inversées dans le cas de pays à fort tissus industriels comme les Etats-Unis, l'Italie ou la France. Ainsi Fetter (1992) mentionnent 12'991 décharges actives en 1983 pour 27'912 aires industrielles recensées aux Etats-Unis.

1.2.1. Les sites industriels

Plus que les proportions relatives de chaque types de contaminations, c'est surtout l'accessibilité des sites qui a influencé le choix des cas étudiés.

Une étude préliminaire a été effectuée en bordure d'une zone industrielle (MON) en 1993 (Looser et al). Par la suite, nous avons eu accès à deux sites équipés de piézomètres: une ancienne usine à gaz (ZUG, dans le canton de Zug) et une industrie produisant des solvants organiques (RIV, dans la région de Turin).

La difficulté de trouver des sites équipés est due en partie au fait que les propriétaires de tels sites sont peu enclin à faire de la "publicité" autour de cas de pollution. Par ailleurs, l'étude de ce genre de site en Suisse ou en Europe est récente, car les bases légales pour l'inventaire et le devoir d'assainir sont encore pratiquement inexistantes.

Le canton de Berne commence actuellement l'évaluation de ses aires industrielles, mais la plus part des cantons de Suisse occidentale n'ont même pas effectué d'inventaire (Perret, 1996). Ceci tient certainement au fait que seul l'inventaire des décharges est exigé expressément dans la Loi sur la protection des eaux contre la pollution ou dans l'ordonnance sur le traitement des déchets (Wenger, 1995). En Suisse, cette situation devrait toutefois évoluer avec la révision en cours de la Loi sur la protection de l'environnement.

En France (Struillou, 1996 b), l'inventaire de tels sites en est à son tout début et seule une circulaire du Ministère de l'Environnement fixe les principaux axes de la politique en matière de sites contaminés (3.12.1993). En Italie, la situation est sensiblement la même, aucun cadre législatif n'existant encore dans ce domaine (Gianpietro, 1996).

Depuis le milieu des années 70, il existe par contre passablement de lois qui régissent la sécurité des installations industrielles présentant des risques pour l'environnement, le transport de matière dangereuses ou le stockage de liquides pouvant altérer les eaux.

1.2.2. Les décharges

Les décharges étudiées contiennent une grande diversité de déchets, comme l'illustre le tableau ci-dessous (fig.II.1.3). Comme nous pouvons le constater, pratiquement chaque décharge est un cas particulier, avec un mélange de déchets de nature et de proportions diverses.

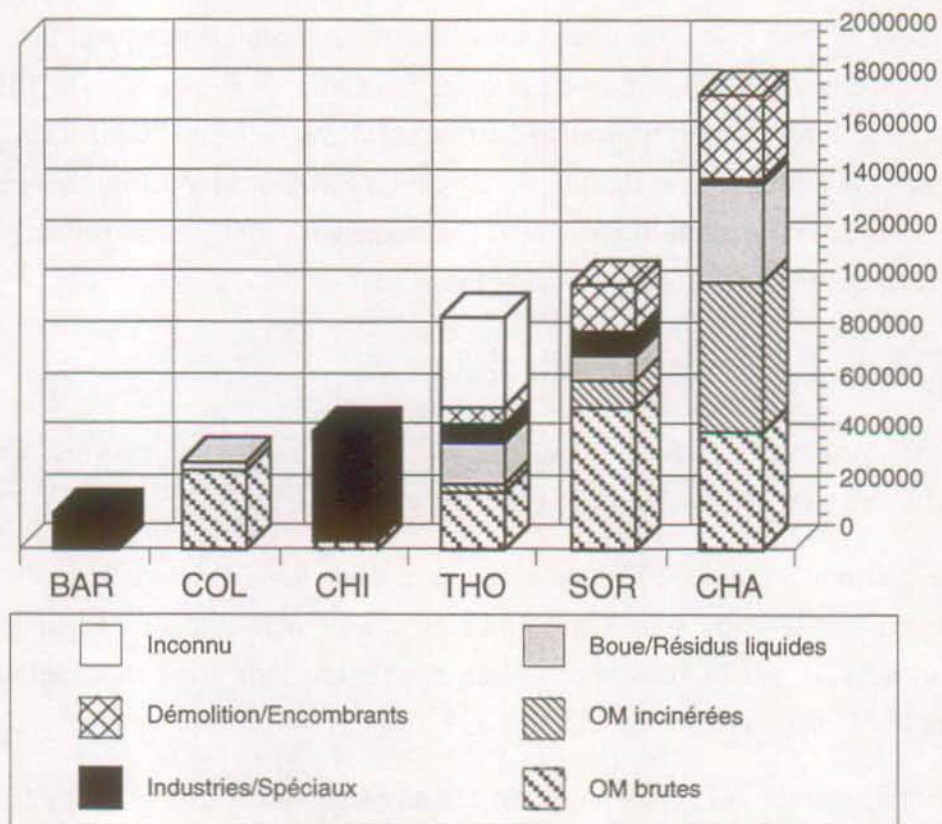


Fig.II.1.3 - Principaux groupes de déchets recensés dans quelques-unes des décharges étudiées.

Dans la plupart des cas nous ne connaissons ni les quantités, ni la nature exacte des déchets. Parfois l'exploitant fournit un décompte des déchets et des volumes mis en décharge, mais il est très difficile d'en vérifier la véracité. Ainsi, au site de THO, le volume de déchets recensés ne correspond pas au volume remblayé. Nous pouvons aussi citer le cas de Sottens qui a défrayé la chronique dans le canton de Vaud, le dépôt illégal de produits industriels dans un site destiné à des matériaux inertes ayant entraîné un accident mortel (24 Heures du 21 mai 1992).

Malgré les différences observées d'un site à l'autre, deux grandes catégories de décharges peuvent être distinguées sur la base de la nature des déchets: les décharges contenant une forte proportion d'ordures ménagères et celles contenant une forte proportion de déchets spéciaux.

La première catégorie peut encore être séparée en fonction du volume des ordures: les décharges rurales dont le volume est inférieur à 50'000 m³ et les décharges urbaines dont le volume avoisine généralement les 500'000 m³.

Concernant les catégories de déchets, nous avons repris les définitions de l'Ordonnance sur le traitement des déchets de la Suisse (OTD). Les *déchets urbains* sont les déchets produits par les ménages (ordures ménagères et déchets encombrants) et les autres déchets de composition analogue. Les *déchets spéciaux* sont les déchets visés par l'ordonnance sur le mouvement des déchets spéciaux de 1986 (ODS). Il s'agit principalement de déchets de l'industrie. Les boues de STEP et les mâchefers produits par l'incinération des ordures ménagères n'en font pas partie. Nous reviendrons plus en détail sur la composition des déchets dans la quatrième partie de cette étude.

Comme nous le verrons, l'aspect législatif de chaque pays va influencer l'emplacement, l'équipement technique et la gestion des décharges, par contre le type de déchets enfouis reste sensiblement le même au cours du temps et d'un pays à l'autre pour une même catégorie de décharges.

a.) Les décharges rurales

Ce sont en général des décharges de petites tailles, dont le volume est inférieur à 50'000 m³, bien que dans certain cas, il atteigne 500'000 m³. Il s'agit de dépôts effectués depuis le début du siècle dans les zones rurales, à proximité de petites agglomérations de moins de 1'000 habitants. Leur composition a varié au gré des lois et de l'urbanisation progressive des campagnes.

Ces dépôts ont eu lieu de préférence dans de petits vallons, dans les ruisseaux, dans des dolines ou d'anciennes extractions de matériaux de petites tailles, très souvent à une faible distance du village (100 à 500 m). Il se sont effectués sans compactage, par simple déversement des déchets. Des feux étaient régulièrement allumés sur les tas d'ordures pour en réduire le volume. Compte tenu de l'aspect "sauvage" de tels décharges, il n'y a pas d'inventaire précis des volumes et des matériaux déposés.

En Suisse, elles ont été officialisées sous le terme de décharges communales suite à la Loi sur la protection de la nature et du paysage de 1966 (LPNP). Appelées "ruclons" en patois vaudois, ces décharges recevaient essentiellement des ordures ménagères, des déchets encombrants (vieux meubles, quelques appareils électroménagers hors d'usage, de la ferraille), ainsi que des gravats, terres d'excavations, pierrailles, déchets de chantier, déchets de jardin et enfin parfois des déchets artisanaux en faibles quantités (moquettes, bidons de peinture par exemple).

A partir de 1971, l'entrée en vigueur de la première Loi fédérale sur la protection des eaux contre la pollution (LPEP) à entraîné la disparition d'une partie de ces décharges. Les ordures ménagères sont collectées et les décharges rurales sont le plus souvent transformées en "décharge de classe II" destinées à recevoir "du matériel inerte en forte proportion, mais susceptible d'apporter légèrement atteinte à la qualité des eaux d'infiltration" (Instructions pratiques pour la détermination des secteurs de protection des eaux, des zones et périmètres de protection des eaux souterraines, révision 1982, p. 73). Elles pouvaient recevoir des matériaux de démolition propre et du matériel d'excavation avec une certaine proportion de tourbe et d'humus. Toutefois, le déversement d'ordures ménagères et de déchets encombrants, ainsi que la pratique des feux (interdite par l'Ordonnance sur la protection de l'air de 1985) vont se poursuivre encore sur de nombreux sites.

Dans le canton de Vaud ce type de site prend même l'appellation de décharge classe II "turbo". Ces abus vont inciter l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) à édicter l'Ordonnance fédérale sur le traitement des déchets en 1990 (OTD). Ainsi, cette ordonnance impose la fermeture définitive des décharges "sauvages" en principe à partir de 1996. En principe, car il semble qu'il sera difficile de faire changer les habitudes, même au sein de l'administration s'il faut en croire l'article de Babey (1996).

En France, les décharges rurales sont régies à partir du 7 avril 1973 par la "Circulaire relative aux décharges contrôlées de résidus urbains". Toutefois le deuxième paragraphe de cette circulaire mentionne "... c'est ainsi que pour les petites collectivités (...), une décharge contrôlée dite «simplifiée» pourra être tolérée". Ces décharges rurales ont donc subsisté jusqu'à l'apparition de la loi du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets.

En Italie, la situation est identique, bien que la loi "Merli" du 10 mai 1976, destinées à réglementer les déversements de tous types dans les eaux de surfaces ou souterraines aurait pu contribuer à fermer ces sites non contrôlés.

Actuellement et d'une manière générale, les décharges rurales tendent à disparaître pour des raisons économiques. Le ramassage systématique des déchets à la porte des habitations, y compris en zones rurales, s'impose de plus en plus pour rentabiliser les installations d'éliminations souvent payées par les collectivités publiques (décharges contrôlées ou incinérateurs). Il y a par contre apparition de décharges sauvages composées d'objets nécessitant le paiement d'une taxe à l'élimination tels que réfrigérateurs, fûts de peinture, vieux pneus, etc. (Veuthey, 1996, Babey, 1996).

En raison de leur petite taille et de la quantité importante de matériel inerte, les risques pour l'environnement présentés par ces décharges rurales sont en général très faibles. En conséquence l'équipement de ces sites est pratiquement inexistant. Les prélèvements, quand ils ont été effectués, ont ainsi eu lieu dans les ruisseaux qui coulent au pied d'un certain nombre de ces décharges.

b.) Les décharges urbaines

Il s'agit du principal groupe de décharges étudié. Ces décharges sont composées principalement d'ordures ménagères, mais aussi de toute sorte de déchets allant des boues de station d'épuration aux déchets spéciaux. Elles sont caractérisées par des volumes importants, supérieurs à 50'000 m³ et dépassant souvent le million de m³, et leur bassin d'alimentation dépasse les 5'000 habitants. Comme pour les décharges rurales, les décharges urbaines ont évolué en fonction de l'industrialisation de la société et de l'apparition des lois. Leurs tailles et surtout leurs rôles stratégiques dans la chaîne d'évacuation des déchets des grandes villes ont fait qu'elles ont bénéficié d'autres aménagements, administratifs et techniques, que leurs homologues rurales. La position de ces décharges est aussi un peu différente. Elles remplissent généralement d'anciennes exploitations de matériaux pierreux ou de grands vallons et se trouvent à une distance parfois importante de la ville (cas de CHA) généralement supérieure au kilomètre.

Pour reprendre le cas de la Suisse, l'entrée en vigueur de la LPEP a entraîné l'obligation d'aménager et de contrôler les sites d'ordures ménagères (classe III de l'époque). Ces décharges vont regrouper essentiellement les ordures ménagères et les scories provenant de leur incinération. Les cas de CHA ou de SOR montrent que de petites quantités de déchets industriels et des boues de STEP sont aussi déversées. Une distinction a donc été faite entre les décharges urbaines contenant une petite proportion de déchets spéciaux (moins de 10% du volume) et celles n'en contenant pas. Cette distinction est faite *a priori* en fonction des indications fournies par le propriétaire de la décharge.

Depuis 1991, date de l'entrée en vigueur de l'OTD, les décharges urbaines sont désignées par le terme de "décharges contrôlées bioactives". Elles sont autorisées à recevoir des déchets stabilisés et des mâchefers. Les dépôts de boues de STEP, de déchets de chantier, de déchets urbains (ordures ménagères) et assimilés ne sont autorisés qu'à titre exceptionnel, s'ils ne peuvent être valorisés ou en cas de capacité insuffisante des usines d'incinérations. Cette clause sera supprimée à partir de l'an 2000 et tous les déchets combustibles devront être incinérés (Chambaz, 1996). Ces décharges bioactives peuvent aussi recevoir de petites quantités de déchets spéciaux pour autant qu'ils soient stockés dans des compartiments séparés.

La principale différence avec la situation antérieure concerne les aspects techniques (équipement de la décharge) et la gestion des dépôts (pas de mélange, concept des mono-décharges). Du point de vue de l'emplacement, les nouvelles décharges doivent être implantées dans un environnement géologique favorable (marnière par exemple). Les décharges urbaines en

exploitation avant l'entrée en vigueur de l'OTD ont souvent vu leur existence prolongée, même dans les cas où la situation géologique est défavorable (cas de CHA ou de SOR). Cette pratique tient à deux raisons principales. Une raison politique, liée à la difficulté à trouver de nouveaux sites et une raison économique liée au devoir d'assainir les anciennes décharges. La poursuite de l'exploitation d'un site permet en général de prendre des mesures d'assainissement économiquement supportables pour la partie ancienne de la décharge. A cet égard, le cas de CHA déjà cité en est une bonne illustration.

En Europe, les décharges urbaines ont plus ou moins les mêmes caractéristiques que celles de Suisse, bien que du point de vue technique elles aient suivi une évolution un peu différente en fonction des lois de chaque pays. Les lois cadres introduites par l'Union Européenne vont avoir peu d'incidence à court terme sur les décharges urbaines, car elles régissent surtout le mouvement et l'élimination des déchets spéciaux.

Concernant les ordures ménagères, la plus importante est la directive CEE 442 du 15 juillet 1975, modifiée en 1991 par la directive CEE 156: elle régit l'élimination et le transport des déchets et renforce l'emploi de technologies propres et de produits recyclables. Tout comme en Suisse, ce type de décharge sera progressivement remplacé par l'incinération et la création de mono-décharges pour résidus stabilisés.

En France, la Loi sur les déchets date de 1975. Elle a été suivie de la Loi sur les installations classées du 19 juillet 1976, dont font partie les décharges, et d'un décret d'application en 1977 (21 septembre). Ces lois avaient été précédées par la Circulaire relative aux décharges contrôlées de résidus urbains le 7 avril 1973.

Comme nous l'avons déjà vu dans le cas des "décharges rurales", cette réglementation reste assez souple et l'autorisation d'exploiter repose essentiellement sur une décision préfectorale. A cet égard, le site de THO illustre parfaitement l'importance du facteur politique sur les facteurs techniques et environnementaux. Par la suite, la Loi de 1992 relative à l'élimination des déchets et aux installations classées pour l'environnement va venir renforcer et compléter les deux lois mises en place en 1975 et 1976. C'est l'entrée en vigueur de cette loi qui a conduit à la fermeture définitive du site de THO.

En Italie, la situation des décharges urbaines ne va réellement changer qu'à partir de 1982, avec la Loi 915 du 10 septembre sur l'enfouissement des déchets. Cette Loi, qui s'appuie sur la Loi "Merli" (n°319) de 1976, sera complétée en 1984 par l'introduction de directives concernant le stockage, le transport et le traitement des déchets. Les décharges urbaines échantillonnées aux alentours de Turin sont conçues en fonction de ces deux lois.

Les décharges urbaines de conception récente sont équipées d'un dispositif de récolte des percolats et d'un tout petit réseau de surveillance de la nappe. Pour un certain nombre d'entre elles et pour une partie des anciennes décharges échantillonnées, un réseau de piézomètres avait été mis en place pour étudier les pollutions de la nappe (CHA, CHI par ex.). La plupart des

échantillons ont ainsi pu être prélevés dans l'aquifère, en amont et en aval de la décharge et parfois dans les eaux de surfaces. Dans plusieurs cas, il a aussi été possible de prélever le percolat. Un certains nombres de prélèvements ont aussi été effectués dans les eaux de surface autour d'anciens sites (VIL, VUF par ex.).

c.) Les décharges pour déchets spéciaux

Paradoxalement, il nous a été assez aisé d'échantillonner des sites pour déchets spéciaux. Contrairement aux aires industrielles contaminées, la médiatisation qui est faite autour de ces décharges nous a permis d'en connaître l'existence.

L'accès, sous certaines conditions, a aussi été rendu possible grâce au fait que la pollution générée par ces sites est reconnue publiquement et que des mesures d'assainissement sont en cours. Ces sites existent en petit nombre et en raison du danger potentiel important qu'ils présentent ils sont sous étroite surveillance.

Trois de ceux auxquels nous avons eu accès sont fermés (CHI, KOL, BON). Le principal site en exploitation en Europe (BAR, dans la région de Turin) n'a pas pu faire l'objet d'investigations des eaux souterraines, seul le prélèvement des percolats a été autorisé.

En Suisse, jusqu'à l'apparition de la LPEP et des ordonnances qui vont en découler, les déchets spéciaux pourront être éliminés sans contraintes particulières et ils sont souvent mélangés aux ordures ménagères. Les gros producteurs de déchets, comme les industries de la chimie et de la pharmacie vont toutefois prendre quelques précautions compte tenu du danger présenté par ces résidus. Ainsi le site de BON ouvert en 1962 a été choisi en fonction de sa géologie favorable (argiles). A partir de 1971, des décharges spéciales sont créées pour ce type de déchets, puis à partir de 1983, la loi sur la protection de l'environnement (LPE) et les ordonnances qui suivent vont classer les déchets et régir leur mouvement, leur traitement, leur transvasement et leur élimination.

Les pays industrialisés comme la France ou l'Italie n'ont pas introduit plus rapidement des lois destinées spécifiquement aux déchets. En France, c'est la loi sur les déchets de 1975 qui va la première en réglementer l'élimination. En Italie, il faudra attendre 1982 avec la loi sur l'enfouissement des déchets pour que des mesures plus contraignantes que la loi "Merli" soient adoptées. Les lois qui ont suivi aux niveaux nationaux et européen permettent actuellement de contrôler toute la filière des déchets, de la production (par exemple directive CEE 85/467) à l'élimination (75/439 et 76/403/CEE), en passant par le transport (86/112/CEE).

Ces lois ont souvent été élaborées après de graves cas de pollutions industrielles comme à la suite de l'accident de Seveso en Italie et surtout l'odyssée des fûts contaminés qui s'ensuivit, ou à la pollution du Rhin lors de l'incendie d'un dépôt de produits chimiques à Schweizerhalle en Suisse.

1.3. Type d'échantillons

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe consacré aux différents sites, plusieurs types d'échantillons ont été prélevés en fonction des possibilités d'accès et de l'équipement des sites.

Les catégories d'échantillons dépendent du milieu dans lequel ils ont été prélevés et de leur position par rapport à la source de pollution.

Le tableau II.1.4 indique le nombre de prélèvement effectués pour chaque catégorie d'échantillons.

1.3.1. Les percolats

Les percolats sont constitués des liquides prélevés dans les décharges. Il s'agit des eaux de pluies ayant ruisselé sur les déchets et qui sont recueillies sur le fond de la décharge. Nous avons distingué les percolats bruts, les eaux sous décharges et les percolats traités.

a.) Les percolats bruts

Ce sont les percolats drainés sur le fond des décharges et non influencés par des eaux souterraines. Ils ont été prélevés dans des décharges équipées d'un réseau de drainage ou d'un piézomètre donnant accès aux percolats. Nous avons inclus dans cette catégorie les percolats prélevés sous les couches d'étanchéité. Les percolats représentent toujours le cumul de liquide sur plusieurs jours. Ils peuvent être constitués du mélange de plusieurs compartiments de la décharge (KOL ou BON par exemple), ou être séparés en fonction des lots (BAR-1 et BAR-2 par exemple).

type d'échantillon	nombre d'échantillons
percolat brut	26
percolat traité	9
eau sous décharge	12
eau souterraine amont	23
eau souterraine aval	86
eau de surface amont	19
eau de surface aval	48
total des analyses	222

Tab.II.1.4 - Types d'échantillons prélevés.

Les percolats sont caractérisés par une couleur sombre (brun-noir, parfois rougeâtre), une odeur nauséabonde, une conductivité supérieure à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et une teneur en oxygène voisine de zéro.

Le pH peut être basique ou acide en fonction de l'âge du site et de la phase.

b.) Les eaux sous décharges

Il s'agit d'un mélange entre le percolat et les eaux souterraines ou superficielles directement sous le site ou dans le voisinage immédiat de celui-ci. Ces eaux présentent souvent une coloration jaunâtre et une mauvaise odeur caractéristique. Lorsque la situation de ces échantillons le justifiait, ils ont été apparentés aux percolats.

c.) Les percolats traités

Dans certains cas, nous avons pu prélever des échantillons dans des chaînes de traitement des percolats. Ils sont désignés sous le terme de percolats traités, même si pour certains d'entre eux, il s'agit aussi de mélange; par exemple avec des eaux usées urbaines (cas de SOR).

Les mesures effectuées permettent de mettre en évidence les mécanismes chimiques qui influencent les substances inorganiques, ainsi que l'efficacité des dispositifs de traitement vis-à-vis des traces inorganiques.

1.3.2. Les eaux de surfaces

Il s'agit des eaux échantillonnées dans les cours d'eau ou les mares en amont et en aval des décharges.

Les prélèvements amont sont effectués avant que le cours d'eau ne longe le site contaminé. Ils représentent donc l'état du cours d'eau avant le site, ce qui ne signifie pas qu'il s'agit d'une eau non polluée, d'autres déversements ayant pu avoir lieu plus haut sur le cours d'eau.

Comme nous le verrons, le cours d'eau n'a pas non plus toujours été touché par une pollution provenant du site contaminé.

1.3.3. Les eaux souterraines

Il s'agit des eaux prélevées dans les aquifères, dans le meilleur des cas en amont et en aval d'un site contaminé.

Le prélèvement amont sert généralement de référence locale pour mettre en évidence l'influence du site contaminé par rapport aux eaux prélevées en aval. Cette référence amont ne signifie pas pour autant qu'elle n'est pas polluée par d'autres activités anthropogènes ou rejets, voire par le site contaminé lui-même.

La plupart des prélèvements d'eaux souterraines ont été réalisés dans des puits ou des piézomètres.

2. Prélèvements

Les points ainsi que les périodes de prélèvements ont souvent été conditionnés par les exploitants des décharges. Les échantillons ont donc généralement été prélevés en même temps que les campagnes de surveillance effectuées par l'exploitant lui-même (KOL, BON par ex.) ou par les organismes de surveillance (sites autour de Turin). Dans la mesure du possible, les prélèvements ont eu lieu en période de basses eaux.

2.1. Mode de prélèvement

2.1.1. Flaconnage

Lors des échantillonnages nous avons prélevé tous les liquides destinés aux analyses chimiques dans des flacons en polyéthylène neufs munis d'un bouchon de même nature.

Les quantités suivantes ont été prélevées en fonction des analyses désirées:

- 500 ml pour les macro-composants,
- 250 ml pour les éléments en traces,
- 1 litre pour le tritium.

Les échantillons destinés aux analyses organiques ont été prélevés dans des récipients en verre nettoyés à l'eau désionisée, puis rincés avec une solution acide à 2% de HNO₃ et rincés encore plusieurs fois à l'eau désionisée. La fermeture est en Téflon.

Les quantités suivantes ont été prélevées:

- 100 ml pour le TOC/DOC,
- 1 l pour les paramètres organiques principaux.

Aucun conditionnement particulier n'a été effectué directement sur le terrain. Dans tous les cas les récipients ont été rincés au préalable avec l'échantillon à prélever et celui-ci a été rempli à ras bord pour éviter des réactions chimiques entre la phase gazeuse et la phase aqueuse.

2.1.2. Prélèvements des eaux de surface et des percolats

Les prélèvements dans les eaux de surfaces ont été effectués directement à l'aide des flacons. Cette technique ne pose pas de problème particulier, et à quelques exceptions près les eaux recueillies ne présentent pas de turbidité à l'oeil.

Les percolats ont été prélevés à l'aide d'une puisette en polyéthylène, puis transvasés dans les flacons.

code	pays et région	volume comblé en m3	formation géologique	type de sites	âge du site	échantillons prélevés				remarques
						perc	eaux sous déch	eaux sout.	eaux sup.	
BAR	I	Torino	140'000	plaine alluviale	DS	6	2	-	-	coll. avec LSG
BEI	I	Torino	450'000	plaine alluviale	DU	4	1	-	1/3	coll. avec LSG
BIE	CH	Vaud	60'000	fluvio-glaciaire	DR	>35	-	1	-	-
BIS	CH	Valais	500'000	moraine	DR	>35	-	1	-	1/2
BON	CH	Jura	100'000	alluvions	DS	34	-	-	4/3	-
				argiles tertiaires	DS	34	1	-	1/3	-
BON	CH	Jura	<50'000	argiles tertiaires	DR	>5	-	2	-	-
BOT	CH	Vaud	<50'000	fluvio-glaciaire	DR	>5	-	-	-	1
BRE	CH	Vaud	<50'000	molasse	DR	>25	-	-	-	3
CAS	I	Torino	500'000	plaine alluviale	DU	5	1	-	1/3	-
CHA	CH	Genève	1'800'000	fluvio-glaciaire	DU+	34	2	1	1/10	-
CHI	I	Torino	600'000	plaine alluviale	DS	10	-	-	1/6	-
										coll. avec LSG, 3 tests méthode d'analyse des traces
COL	I	Torino	450'000	plaine alluviale	DU+	6	4	-	2/8	-
										coll. avec LSG (2 séries de prélèvements)
COM	CH	Vaud	200'000	moraine/calcaires	DU+	>35	2	2	-	3
CRI	CH	Vaud	<50'000	moraine	DR	>15	-	1	-	-
DRA	CH	Valais	<50'000	fluvio-glaciaire	DR	>25	-	-	-	1/2
FOL	CH	Valais	<50'000	plaine alluviale	DU	>25	-	-	-	2/3
FRO	CH	Vaud	<50'000	molasse	DR	>25	-	-	-	-/1
FUL	CH	Argovie	<50'000	alluvions	DR	25	-	-	1/2	1/1
HAR	CH	Argovie	<50'000	fluvio-glaciaire	DR	25	-	-	1/2	-
										coll. avec ETHZ et test des méthodes de prélèvements
KOL	CH	Argovie	300'000	alluvions	DS			-	6	-
				molasse	DS	16	1	-	1/3	-
LIV	CH	Vaud	13'000	moraine	DR	>35	-	1	-	-
MEN	F	Hte-Savoie	>500'000	fluvio-glaciaire	DU	>10	1	-	-	-
										coll. avec CIPEL
MON	CH	Valais	-	plaine alluviale	ZI	>25	-	-	-	2/15
NEI	F	Hte-Savoie	>500'000	fluvio-glaciaire	DU	>10	1	-	-	-
										coll. avec CIPEL
OBE	CH	Valais	<50'000	plaine alluviale	DR	>25	-	1	-	-
										coll. avec CIPEL
OIS	CH	Jura	280'000	calcaires	DU+	>35	-	-	2	-
PEL	F	Ain	>500'000	fluvio-glaciaire	DU+	>10	1	-	-	-
										coll. avec CIPEL
RID	CH	Valais	<50'000	plaine alluviale	DR	>25	-	-	-	2/2
RIV	I	Torino	-	plaine alluviale	ZI	4	-	-	1/2	-
										coll. avec LSG, 1 test méthode d'analyse traces
ROM	CH	Vaud	<50'000	molasse	DU	>25	-	-	-	1/2
SAU	CH	Vaud	60'000	plaine alluviale	DU+	25	-	2	5	3
SER	I	Torino	50'000	plaine alluviale	DU	5	-	-	1/2	-
										coll. avec LSG
SOR	CH	Fribourg	1'000'000	fluvio-glaciaire	DU+	18	3	1	2/4	-
										+ 6 éch. STEP+perc.
SOT	CH	Vaud	1'000'000	fluvio-glaciaire	DR+	8	3	-	2	-/1
TAN	CH	Valais	<50'000	alluvions de delta	DR	>25	-	-	-	1/1
TER	CH	Valais	<50'000	plaine alluviale	DR	>25	-	1	-	-
										coll. avec CIPEL
THO	F	Hte-Savoie	1'000'000	alluvions de delta	DU+	30	-	1	1/7	1/1
TIE	CH	Vaud	<50'000	moraine	DR	>25	-	-	-	1
TRA	CH	Valais	-	gneiss	MIN	-	-	-	-	1/1
TRE	CH	Vaud	<50'000	moraine	DR	>25	-	1	-	-
VIL	CH	Vaud	500'000	plaine alluviale	DU	>35	-	-	-	2/4
										(2 séries de prélèvements)
VUF	CH	Vaud	1'000'000	alluvions	DU	>25	3	-	-/2	2/2
ZUG	CH	Zug	-	alluvions de delta	ZI	>25	-	-	2/7	-

Tab.II.2.1- Sites échantillonnés. Les sites soulignés sont encore en activités (ex. **SOR**), en gras, les sites dont il existe une référence bibliographique (publication). DS: décharge spéciale, DU: décharge urbaine, DR: décharge rurale, ZI: zone industrielle, MIN: ancienne mine, "+" désigne la présence de déchets spéciaux. "perc" désigne le percolat. Pour les eaux souterraines (sout.) et superficielles (sup.) les chiffres indiquent la position amont et aval de l'échantillon (ex. ZUG: 2/7 : 2 éch. amont, 7 éch. aval).

2.1.3. Prélèvements des eaux souterraines

A une exception près (OIS-2), tous les prélèvements d'eaux souterraines ont eu lieu dans des puits ou des piézomètres. Deux modes de prélèvements ont été adoptés: le prélèvement dynamique par pompage et le prélèvement statique à l'aide d'un préleveur.

a.) Prélèvement dynamique

Des prélèvements dynamiques ont été effectués chaque fois que cela était possible. Les contraintes pour ce genre de prélèvements sont l'accessibilité sur le terrain, le diamètre du piézomètre (> 2" 1/2), la profondeur de la nappe et le débit disponible (> 5 l/mn).

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une pompe immergée de diamètre 2" de marque Grundfos. Le corps de la pompe est en acier inoxydable et les tuyaux d'aspiration sont en polyéthylène. Dans quelques cas, les échantillons ont été prélevés à l'aide de pompes déjà installées, soit dans des puits (THO) ou dans des piézomètres de contrôle ou des puits de "purge" autour de quelques sites de décharges (BON, CAS, COL, CHI, BEI, SER).

L'échantillonnage se fait après au moins dix minutes de pompage à 10 l/min environ et lorsque la conductivité et la température sont stables. Les eaux prélevées ainsi ne montrent pas de turbidité visible à l'oeil, elles peuvent par contre présenter une coloration liée aux pollutions par le site contaminé voisin.

b.) Prélèvement statique

Les prélèvements statiques ont été effectués au moyen d'un préleveur constitué par un cylindre en acier inoxydable d'un pouce de diamètre et d'une capacité d'environ 300 ml. Le préleveur est descendu dans le piézomètre à l'aide d'un câble inox gainé de polyéthylène fixé sur un enrouleur à main.

Avant chaque tournée d'échantillonnage, le préleveur est lavé à l'eau désionisée puis rincé avec une solution acide à 2% de HNO₃, et rincé encore plusieurs fois à l'eau désionisée de façon à éliminer tout risque de pollution provenant de prélèvements antérieurs. Entre chaque piézomètre le préleveur est rincé à l'eau désionisée et les trois premiers prélèvements dans le piézomètre ne sont pas utilisés. Cette technique de prélèvement a été adoptée en raison de problème d'accès (THO), à cause de la profondeur de la nappe à CHA et BON-5 (>20 m), du petit diamètre des piézomètres comme à SAU ou encore à cause de faibles perméabilités dans les cas de BON-8, 9, 11, 12 et 16, KOL-8 à 11 et COM.

Tous les prélèvements isolés d'eaux souterraines ont été effectués à l'aide de cette technique. Les eaux prélevées par cette méthode présentent souvent une légère turbidité visible à l'oeil. Elle peut être insignifiante comme à THO, KOL et CHA, ou plus importante comme à HAR, FUL, COM, SAU et pour les échantillons prélevés par ce moyen à BON. Nous reviendrons en détail sur cet aspect au paragraphe II.2.2.5.

2.2. Analyses des échantillons

Au total 221 échantillons ont été prélevés. Les traces ont été analysées dans tous les échantillons, par contre, les paramètres in situ (hormis la CE) et les macro-composants n'ont pratiquement pas été analysés lors des prélèvements effectués dans la phase préliminaire de cette étude. Il s'agit essentiellement des prélèvements d'eau de surface (tab.II.2.2.)

type d'échantillon:	analyse in situ complète	analyse complète des macro-composant	analyse des traces
percolat brut	8	7	26
percolat traité	2	2	9
eau sous décharge	7	7	12
eau souterraine amont	20	19	23
eau souterraine aval	68	68	86
eau de surface amont	3	3	19
eau de surface aval	7	11	48
total des analyses	115	117	223

Tab.II.2.2- Analyses effectuées sur les échantillons. Analyse in situ complète: mesure de la CE, du pH, de l'Eh et de l'O₂. Analyse complète des macro-composants: analyses permettant le calcul des bilans.

Les mesures sur les percolats n'ont pas toujours été rendues possibles en raison de la présence important de matière organique et d'une coloration trop importante empêchant l'analyse par colorimétrie par exemple. Les paramètres organiques n'ont pas été analysés systématiquement, mais uniquement lorsque des opportunités se présentaient dans les laboratoires avec lesquels nous avons travaillé occasionnellement.

2.2.1. Mesure In situ

Les échantillonnages ont généralement été accompagnés de mesures physico-chimiques in situ: conductivité électrique, température, oxygène dissous, pH et Eh.

a.) Conductivité et température

Ces mesures ont été effectuées à l'aide d'un instrument digital de type LF 91 de l'entreprise WTW (Weilheim, D) muni d'une électrode TetraCon 96 A.

La mesure de la conductivité électrique (CE) est corrigée à 20°C. Elle est exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microSiemens par centimètres). La température est exprimée en °C (degré Celsius).

b.) Oxygène dissous

L'oxygène dissous a été mesuré à l'aide d'un oxymètre OXY92 muni d'une sonde OX90 de l'entreprise WTW. Les mesures sont indiquées en mg/l et en %.

Cette mesure est un paramètre important à déterminer dans les eaux, souterraines ou de surface, car il indique si des processus géochimiques ou microbiologiques ont lieu. La concentration de l'oxygène dans les eaux oscille entre zéro et la saturation (environ 11.3 mg/l).

Les eaux polluées par des substances organiques ont en général une teneur très basse, car la demande en oxygène nécessaire à la dégradation microbiologique ou aux précipitations minérales dépasse les apports d'eau riche en oxygène. Cette mesure constitue donc en principe une bonne indication de la pollution.

c.) pH et Eh

Le pH et l'Eh (potentiel redox) ont été mesurés à l'aide d'un appareil digital de type pH 95 de l'entreprise WTW.

Le pH est mesuré à l'aide d'une sonde spécifique de type E50 de l'entreprise WTW. L'appareil est étalonné avant chaque série de mesures.

La mesure de l'Eh a été effectuée à l'aide du même appareil, muni d'un ensemble de 2 électrodes (une électrode en platine brillant et une électrode de référence en argent/chlorure d'argent). Le potentiel redox (Eh) est un indicateur de l'état d'équilibre entre les diverses espèces oxydantes et réductrices d'une solution, et par là du degré d'oxydation (valence) des éléments dissous (Sigg et al. 1992). La valeur est indiquée en Volts (V) ou milli Volts (mV).

Lorsque c'était possible les mesures ont été effectuées directement dans le liquide (eau ou percolat). Pour les piézomètres, les mesures ont été effectuées dans un récipient de 250 ml jusqu'à stabilisation. Le liquide a été renouvelé entre la mesure du pH et celle de l'Eh.

La mesure du pH sur le terrain représente toujours une opération délicate. Il en est de même de la mesure de l'Eh qui est même souvent considérée comme uniquement indicative (Stumm, 1967, Thorstenson, 1984). La signification de l'Eh dans des eaux fortement contaminées est encore plus incertaine en raison de la présence de matière organique qui peut favoriser la formation de plusieurs couples redox simultanés. Le potentiel électrique qui se forme sur l'électrode en platine ne dépend alors pas directement du rapport de concentration des ions de valences différentes d'un couple redox unique (p.ex. $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$), comme l'équation de Nernst le demande (Baedecker et Cozzarelli, 1992).

$$\boxed{Eh = E_o + 0.059/n \log [Ox]/[Red]} \quad (\text{équation de Nernst})$$

Eh = potentiel redox en volts

E_o = potentiel normal en volts

(pour 298 K, 10^5 Pa, si $[Ox] = [Red] = 1$ mol/l activité)

n = nombre d'électrons convertis

[Ox] = activité de l'espèce oxydée

[Red] = activité de l'espèce réduite

Ces mesures sont toutefois le seul moyen simple d'approcher le potentiel redox du milieu.

d.) Eh standard

Les valeurs mesurées in situ doivent être rapportées à une électrode normale à hydrogène (E_h):

$$E_h = E_{\text{mesuré}} + E_{\text{standard}} \quad (\text{WTW, 1989})$$

Pour notre électrode, $E_{\text{standard}} = 0.207 \text{ V}$ à 25°C .

e.) rH

Le rH d'une solution est le logarithme décimal inverse de la pression de l'hydrogène gazeux en équilibre avec l'hydrogène moléculaire dissous dans la solution (Rodier, 1978). En se basant sur le potentiel d'oxydoréduction et en prenant le pH en considération, nous pouvons calculer la valeur du rH:

$$rH = 2 E_h/E_N + 2 \text{ pH} \quad (\text{Hölting 1992})$$

$E_N = 0.05916 \text{ V}$ (potentiel de Nernst à 25°C).

D'après Hölting (1992: p.202) les valeurs de rH caractérisent les solutions de la manière suivantes:

0 - 9	milieu fortement réducteur
9 - 17	milieu peu réducteur
17 - 25	milieu indifférent
25 - 34	milieu peu oxydant
34 - 42	milieu fortement oxydant.

Donc un rH faible indique un milieu réducteur, un rH élevé un milieu oxydant.

2.2.2. Analyse des macro-composants et des paramètres organiques

En ce qui concerne les macro-composants et les organiques, une partie des analyses a été effectuée au GEOLEP, les échantillons provenant de Turin ont été analysés au Laboratorio di Sanità Pubblica (LSP) di Grugliasco (regione Piemonte) sous la direction du Dr F. Pavone, enfin quelques analyses isolées proviennent de laboratoires privés ou cantonaux ainsi que du Laboratoire de pédologie de l'EPFL.

Les anions et cations principaux sont analysés à l'aide des méthodes standards, telles que la chromatographie ionique (chlorures, sulfates, nitrates), la colorimétrie (silicium), les électrodes spécifiques (fluor) et la titration (calcium et bicarbonates). Ces analyses ont été effectuées sur échantillons filtrés à $1 \mu\text{m}$.

Les paramètres inorganiques ont été analysés à l'aide de la technique GC-MS.

Le TOC et DOC ont été mesurés à l'aide d'un analyseur Shimadzu.

Précision des méthodes et limites de détection

Les limites de détection et la précision des mesures figurent dans le tableau II.2.5. Pour les macro-composants, la méthode de la balance ionique a été utilisée pour contrôler la qualité des analyses. Cette méthode classique se base sur le principe d'électro-neutralité d'une analyse complète: la somme des charges des anions doit être égale à la somme des charges des cations. Seuls les éléments majeurs sont considérés et le pH doit être voisin de 7 (Rodier 1978). Pour chaque analyse chimique, nous avons calculé la balance ionique, qui traduit la somme des cations (Σc) sur la somme des anions (Σa) en méq/l, ainsi que l'erreur sur la balance.

$$\left(\frac{\Sigma c - \Sigma a}{\Sigma c + \Sigma a} \right) 100 \text{ en } \% \quad \text{erreur sur la balance}$$

Une erreur de 5 % sur la balance est généralement admise (Schmassmann 1984, Mazor 1991) pour des eaux souterraines naturelles. Il est par contre plus difficile de garantir une erreur sur la balance inférieure à 10% pour certains percolats ou eaux polluées, la teinte du liquide et la charge organique faussant les résultats. Pour ces échantillons, si l'écart est supérieur à 10%, nous avons pris en compte l'analyse uniquement du point de vue qualitatif.

type d'éch	percolat		eaux sous	eaux de surface		eaux souterraines		Méthode	ld	Pa
	brut	traité	décharge	amont	aval	amont	aval			
T °C	15.6	10.0	11.8	11.0	11.0	12.0	12.6	électrode	0.1	10
CE $\mu\text{S}/\text{cm}$	12309	1126	1970	378	537	485	1191	électrode	1	10
pH -	7.7	7.5	7.0	7.4	7.5	7.2	7.0	électrode	0.1	10
Eh V	0.200	0.282	0.174	0.244	0.321	0.278	0.247	électrode	0.005	10
O2 mg/l	0.6	6.8	2.1	8.0	7.0	5.0	4.4	électrode	0.1	10
O2 %	5	55	21	72	68	48	42	électrode	1	10
Dtot °F	137.3	32.3	70.3	29.0	37.0	29.0	46.9	titration	0.1	10
SO4 mg/l	1190.1	90.1	62.8	28.1	63.8	46.5	63.1	HPLC	0.5	5
NO3 mg/l	26.4	30.0	0.5	7.0	4.2	14.3	12.3	HPLC	0.5	5
Cl mg/l	2583.6	111.4	252.6	28.2	32.3	27	255.8	HPLC	0.5	5
F mg/l	0.4	0.1	0.2	n.d.	n.d.	n.d.	0.1	potentiomètre	0.2	15
HCO3 mg/l	2088	176	874	316	435	276	360	titration	0.5	10
NO2 mg/l	0.9	0.3	n.a.	n.a.	0.2	n.d.	0.02	HPLC	0.5	5
Ca mg/l	382.3	110.9	201.9	102.5	116.6	91.0	127.9	titration	0.5	10
Sr mg/l	1.356	0.319	1.611	1.361	2.261	0.603	1.15	HR-ICP-MS	0.001	5
Na mg/l	2802	176.0	172.5	5.1	36.4	11.9	133	HR-ICP-MS	0.2	5
Mg mg/l	110.2	11.3	48.6	8.0	18.8	15.9	36.6	HR-ICP-MS	0.2	5
K mg/l	1154.8	28.0	65.6	1.6	20.9	1.6	4.3	HR-ICP-MS	0.2	5
NH4 mg/l	1150.7	19.3	n.a.	n.a.	4.5	n.d.	1.8	HPLC	0.5	5
Fe mg/l	3.43	0.15	4.41	1.25	0.29	2.01	12.65	HR-ICP-MS	0.02	5
Mn mg/l	9.43	0.08	1.43	0.11	0.15	0.23	2.88	HR-ICP-MS	0.01	5
P mg/l	6.29	3.8	n.a.	n.a.	1.18	n.d.	0.55	HR-ICP-MS	0.01	5
Si mg/l	6.3	3.8	11.2	8.0	6.0	6.4	7.4	colorimétrie	0.5	10
Tritium UT	15474	378	562	18	78	37	1051	scintillateur	50	10

Tab.II.2.3- Paramètres inorganiques. Moyenne des valeurs mesurées pour les différents groupes d'échantillons, limites de détection (ld) et précision analytique (Pa) en % lorsque la valeur mesurée = 5 x ld). Pour les symboles des types d'échantillon se reporter au tableau II.2.2.

Les moyennes des valeurs mesurées dans les différentes catégories de liquides (tab.2.3) font aussi apparaître que pour F et de NO₂, les concentrations sont voisines de la limite de détection et sont donc essentiellement indicatives.

Enfin, la précision analytique (Pa) indiquée dans le tableau ci-dessous est valable pour des concentrations 5 fois supérieures à la limite de détection (ld).

2.2.3. Analyse des traces et micro-traces

Toutes les analyses de traces ont été effectuées au laboratoire du GEOLEP, sous la direction du Dr M. Bensimon. Les traces ont été analysées par spectrométrie de masse à haute résolution couplé à un plasma (HR-ICP-MS: High Résolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer).

a.) Principe de la méthode

L'instrument HR-ICP-MS de VG/Fisons Instrument (Winsford, Cheshire, GB) est constitué d'une torche à plasma d'argon à pression atmosphérique, où règne une température de l'ordre de 7'000 K (Fig.II.2.4). Sous ces conditions les formes chimiques les plus prédominantes dans le plasma sont des ions élémentaires monochargés de l'échantillon à analyser.

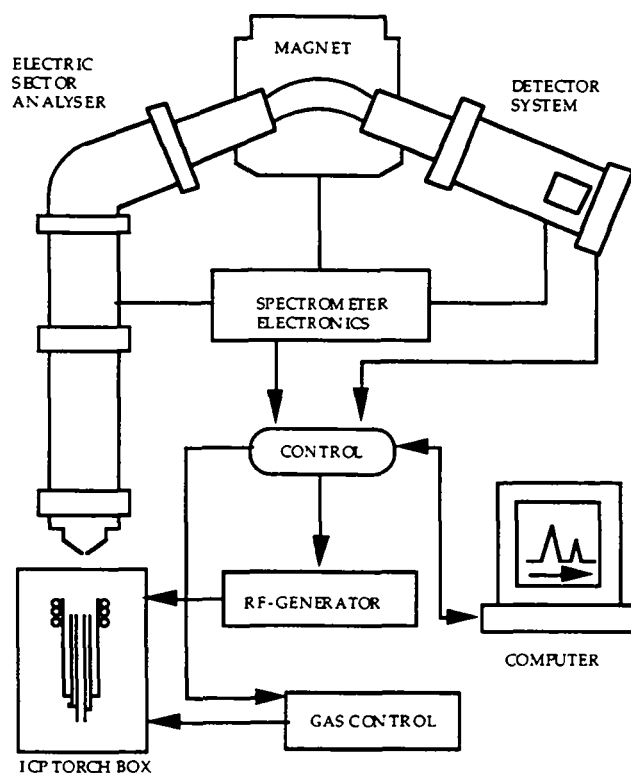


Fig.II.2.4 - Schéma de principe de l'instrument HR-ICP-MS.

Le faisceau d'ions ainsi formé dans le plasma est introduit dans le spectromètre de masse à travers l'interface d'échantillonnage où il est accéléré pour arriver dans l'analyseur. Les ions sont ensuite analysés en fonction de leur rapport masse sur charge (m/z) et détectés par un multiplicateur d'électrons.

b.) Pré-traitement des échantillons.

Les eaux sont acidifiées à 2% avec de l'acide nitrique (Merck, supra pur 65%), de façon à ce que le pH soit voisin de 2. Un pH bas inhibe l'adsorption des ions métalliques sur la surface du récipient et prévient la formation de précipités de métaux en traces, ou la coprécipitation des métaux en traces avec d'autres constituants majeurs. Après acidification, les échantillons sont filtrés sur filtre analytique de 0.45 µm et peuvent être stockés au frigo à 4°C.

c.) Analyses

Les analyses ont été effectuées en mode Haute Résolution (HR). L'utilisation du mode HR s'est avéré nécessaire pour l'analyse des éléments en traces dont le poids atomique est compris entre 25 et 80 u.m.a. (unité de masse atomique) car ils interfèrent avec des ions formés dans l'interface du spectromètre. Grâce à la haute résolution, les signaux interférants sont séparés des ions à quantifier. Sous ces conditions analytiques, nous avons identifié et quantifié les éléments en trace à des seuils inférieurs à 0.2 µg/l même en présence de signaux interférants générés dans le plasma par l'argon ou la matrice de l'échantillon. Ainsi la sélectivité analytique et la sensibilité instrumentale se trouvent améliorées par rapport à un instrument conventionnel quadripolaire dans lequel la détermination d'éléments en trace présentant des interférences n'est pas possible. La technique HR permet l'analyse de liquides très chargés, comme les percolats de décharges, avec une bonne fiabilité concernant l'identification et la quantification des éléments.

d.) Fiabilité des analyses

La préparation des échantillons, les limites de détection instrumentale, la précision de la mesure et la reproductibilité des résultats ont été établies au laboratoire de chimie du GEOLEP lors de tests sur les eaux du réseau AQUITYP (Bensimon et al. 1991, 1994) ainsi que sur des percolats (Dauchy, 1994). Quelques échantillons ont été analysés à double dans le cadre de cette étude et les résultats montrent que la reproductibilité de la technique HR-ICP-MS est bonne, à l'exception de Al et Zn qui subissent des contaminations par l'air ambiant. Cette reproductibilité ne concerne pas la phase de prélèvement et le choix du conditionnement de l'échantillon (filtration avant ou après l'acidification) qui, comme nous le verrons au paragraphe II.2.3.3, peuvent poser des problèmes.

e.) Limite de détection

La limite de détection (ld) pour un élément et une technique analytique donnée, dépend de la présence d'autres éléments interférents et du rapport signal sur bruit de l'instrument utilisé. Autrement dit, il est difficile de généraliser et de définir une valeur absolue de la ld. Les limites de détection indiquées (tab.II.2.5), sont estimées pour la technique HR-ICP-MS d'une eau souterraine moyennement chargée. Ces valeurs peuvent augmenter pour des eaux plus chargées (comme les percolats) ou diminuer pour des eaux moins chargées (eaux souterraines).

type d'éch	percolat		eaux sous	eaux de surface		eaux souterraines		Méthode	ld	Pa
	brut	traité	décharge	amont	aval	amont	aval			
Ag µg/l	3.3	n.d.	0.3	0.1	n.d.	0.1	0.2	HR-ICP-MS	0.1	5
Al µg/l	475	37.8	690.2	16.1	15.3	301.7	391.4	HR-ICP-MS	0.1	10
As µg/l	35.9	0.4	3.2	0.4	0.4	1	2.3	HR-ICP-MS	1	5
Au µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
B µg/l	7588.2	1267.3	619.4	56.9	135.4	49.4	83.5	HR-ICP-MS	1	10
Ba µg/l	357.2	41.8	377.1	66.9	90.6	77.8	246.6	HR-ICP-MS	0.1	5
Be µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Bi µg/l	1.6	0.8	0.3	n.d.	n.d.	0.2	0.5	HR-ICP-MS	0.1	5
Br µg/l	32593.4	483.5	554.4	57.5	157.9	56.1	667.3	HR-ICP-MS	1	10
Cd µg/l	1.2	0.5	0.5	0.3	0.2	0.1	0.2	HR-ICP-MS	0.1	5
Ce µg/l	n.d.	n.a.	2	n.a.	n.a.	3.5	1.8	HR-ICP-MS	0.1	5
Co µg/l	58.3	1.2	5.8	0.7	3.3	2.1	7.4	HR-ICP-MS	0.1	5
Cr µg/l	183.5	3.3	7	1.6	1.8	4.5	9.1	HR-ICP-MS	0.1	5
Cs µg/l	41.5	0.5	0.3	0.2	0.1	n.d.	0.1	HR-ICP-MS	0.1	5
Cu µg/l	70	4.7	17.5	9.5	10.3	10.8	10.8	HR-ICP-MS	0.1	5
Ga µg/l	0.5	0.1	0.3	n.a.	n.d.	0.1	0.6	HR-ICP-MS	0.1	5
Ge µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Hf µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Hg µg/l	1.2	0.1	0.1	0.2	0.3	n.d.	0.3	HR-ICP-MS	1	10
I µg/l	1082.7	197.8	86.6	6.2	26.9	2.3	31.5	HR-ICP-MS	1	10
In µg/l	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Ir µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
La µg/l	2	0.3	2.6	0.7	0.1	1.4	1.8	HR-ICP-MS	0.1	5
Li µg/l	965.8	93	34.8	7.1	20.5	6.9	10.3	HR-ICP-MS	1	10
Mo µg/l	758.2	1.4	2.3	2.9	4.5	0.5	2.2	HR-ICP-MS	0.1	5
Nb µg/l	0.6	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Nd µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	2.1	0.4	HR-ICP-MS	0.1	5
Ni µg/l	373.5	16.1	24.7	4.2	8.7	7.1	44.1	HR-ICP-MS	0.1	5
Os µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Pb µg/l	20.5	1.7	15	0.3	0.9	2.9	2.5	HR-ICP-MS	0.1	5
Pd µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Pt µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Rb µg/l	522	21.9	34.7	4.2	6.7	1.6	3.3	HR-ICP-MS	0.1	5
Rh µg/l	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Sb µg/l	33	5.3	0.4	0.1	0.8	0.2	0.2	HR-ICP-MS	0.1	5
Sc µg/l	1.1	1.3	0.5	0.2	0.2	0.2	0.4	HR-ICP-MS	0.1	5
Se µg/l	274.1	15.6	0.8	0.2	0.2	1.5	98.3	HR-ICP-MS	0.1	5
Sn µg/l	21.6	0.5	0.2	n.d.	n.d.	0.1	0.1	HR-ICP-MS	0.1	5
Ta µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Te µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
Th µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	0.1	HR-ICP-MS	0.1	5
Ti µg/l	86.8	1	3.5	1.2	0.8	2.4	3.8	HR-ICP-MS	0.1	5
Tl µg/l	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.d.	n.d.	HR-ICP-MS	0.1	5
U µg/l	2.1	0.4	1.7	2	1.9	0.9	1.5	HR-ICP-MS	0.1	5
V µg/l	46.8	1.9	3.7	3.7	4.6	1.9	11.7	HR-ICP-MS	0.1	5
W µg/l	44	0.7	0.7	n.d.	0.1	0.2	0.2	HR-ICP-MS	0.1	5
Zn µg/l	1159.2	72.3	177.2	22.2	206	798.1	383.7	HR-ICP-MS	0.1	10
Zr µg/l	13.3	0.7	0.9	0.2	0.3	0.2	0.3	HR-ICP-MS	0.1	5

Tab.II.2.5 -Traces. Moyenne des concentrations mesurées pour les différents groupes d'échantillons, limite de détection (ld) et précision analytique Pa en %. En gras les valeurs proches de la ld.

Au-dessus de la l_d , la précision de la mesure est de l'ordre de 10% lorsque la valeur mesurée est supérieure à 5 fois la limite de détection. Lorsque la valeur mesurée est au voisinage de la l_d , la précision diminue, et au-dessous de la limite de détection, le signal n'est plus quantifiable. Le résultat est alors indiqué comme inférieur à la l_d (par ex.: $< 0.1 \mu\text{g/l}$).

La mention "non détecté" (n.d.) correspond à un signal nul pour l'élément considéré. Enfin, les éléments non analysés sont indiqués par l'abréviation "n.a.". Lors de calculs les valeurs non disponibles ou non utilisables sont abrégée "n.v."

Le tableau 2.5 fait aussi apparaître qu'un certain nombre de traces ont des concentrations proches de la l_d (en gras dans le tableau) dans les eaux polluées ou non.

f.) Effet mémoire

Certains éléments, tels que I, B, le Br et Li manifestent un "effet mémoire". Cet effet est dû à l'adsorption d'une partie de ces atomes sur les parois du spectromètre et de la tuyauterie du système d'introduction. La partie adsorbée ne peut être résorbée après la durée de détection du spectre, créant ainsi un déficit apparent de ces éléments. L'influence de cet effet est maximale pour I, B, Br et Li sont concernés dans une moindre mesure.

2.2.4. Le tritium

La littérature récente (Robinson, 1995 p. ex.) ayant montré que le tritium pouvait constituer un marqueur typique des décharges, nous avons inclus l'analyse de ce paramètre isotopique dans cette étude.

a.) Rappel

Le tritium est l'un des isotopes de l'hydrogène, désigné symboliquement par ^3H ou parfois par T. Les atomes ^3H sont instables et se désintègrent en formant des atomes stables d'hélium et en émettant un rayonnement β^- de très faible énergie. La mesure de ce rayonnement permet de connaître la teneur en ^3H d'un échantillon. La désintégration des isotopes instables (radionucléides) suit une loi cinétique du premier ordre qui conduit à la relation suivante:

$$N = N_0 \times e^{-\frac{\ln 2}{T_{1/2}} \times t}$$

- N - nombre d'atome au temps t
- N_0 - nombre initial d'atome
- $T_{1/2}$ - demi-vie, soit 12.43 années pour ^3H
- t - durée en année

L'activité du tritium mesurée dans l'eau représente le nombre de désintégration par unité de masse et de temps. Dans l'eau, cette activité s'exprime en UT (unité Tritium), une UT correspond à 0.119 Bq/l (Bq: un becquerel égale une désintégration radioactive par seconde).

Le tritium est produit dans la nature par action des neutrons rapides du cosmos sur les atomes d'azote 14. Cette production naturelle correspond à une activité de 7×10^{16} Bq/an (Rozanski et al, 1991). La production anthropogène est surtout liée aux essais nucléaires atmosphériques qui ont eu lieu de 1952 à 1980, ainsi qu'aux rejets des centrales nucléaires. L'industrie utilise le tritium dans les peintures luminescentes et dans les sources gazeuses de lumière (Rozanski et al, 1991).

Les activités en tritium sont mesurées dans les précipitations depuis 1952 (fig. 2.6). Depuis 1963, la limitation puis l'arrêt des essais nucléaires atmosphériques a entraîné une baisse de l'activité en tritium. Il devient ainsi de plus en plus difficile d'utiliser cet isotope pour dater une eau.

b.) Technique analytique

Les analyses ont été effectuées au GEOLEP à l'aide d'un scintillateur de marque Mikron. Les échantillons ont été distillés de façon à éviter les interférences avec d'autres sources de rayonnement. L'ajout d'un produit scintillant (8 ml pour 14 ml d'eau à analyser) permet une bonne répartition du rayonnement émis par ^3H .

Etcheverry (1996) décrit en détail le fonctionnement de cet appareil et les tests qu'il a effectués sur l'appareil du GEOLEP ont permis d'établir la limite de détection, voisine de 25 UT, et le seuil de mesure égal à 50 UT. De telles limites sont insuffisantes pour mesurer l'activité dans des eaux naturelles non polluées. Cette étude montre qu'elles sont par contre suffisantes pour des eaux polluées par des décharges.

Pour les eaux naturelles, des techniques d'enrichissement permettent de concentrer le tritium de l'échantillon à analyser. La plus couramment employée est l'électrolyse partielle (Etcheverry, 1996).

2.3. Représentativité des échantillons

L'échantillonnage d'une nappe par l'entremise de piézomètres ou puits pose beaucoup de problèmes quand à la représentativité de l'échantillon prélevé, pour des raisons hydrogéologiques (position du piézomètre par rapport au flux) ou techniques (conception du piézomètre, voir par exemple Soldi et al, 1996) ainsi que pour des raisons liées à la technique d'échantillonnage et au prétraitement des échantillons avant analyse.

Lorsque les données sont disponibles, nous avons tenu compte des deux premiers facteurs (hydrogéologique et technique) dans la discussion des résultats sites par sites (chap.III). Ceux-ci n'interviennent toutefois pas directement dans l'interprétation globale de nos résultats (chap.IV). En effet dans la synthèse, nous ne nous intéressons pas à évaluer l'état de contamination d'une nappe en particulier ou d'une partie de celle-ci. Ainsi si un piézomètre se situe en dehors du flux de pollution, nous ne verrons pas de marquage sur notre échantillon et

nous le classerons dans la catégorie "non contaminé". Dans le cours de cette étude, nous nous sommes par contre rendu compte que la technique de prélèvement peut influencer de manière notable les résultats, en fonction du type de traitement de l'échantillon que nous avons choisi.

Le choix du traitement des eaux, filtration ou non-filtration de l'échantillon, est liée à la présence, dans certains environnements, de particules ayant un diamètre de 0.003 à 10 μm (Puls et Barcelona, 1989; 0.001 à 0.1 μm , Matthess, 1994). Celles-ci, désignées par le terme général de colloïdes, peuvent se former dans le milieu souterrains et être transportées par l'eau. Une grande partie d'entre eux appartiennent à la roche de l'aquifère et caractérisent donc également l'eau de cet aquifère. Dans ce contexte, la meilleure solution consisterait évidemment à travailler sur des échantillons ayant subi la double procédure, filtration et non-filtration. Cette démarche a du être écartée en raison du nombre d'analyses que cela aurait nécessité. Un test sur un nombre limité d'échantillon à toutefois été réalisé (voir ci-dessous).

2.3.1. Traitement des échantillons

Dans le cadre de cette étude, pour l'analyse des traces, nous avons choisi d'acidifier tous nos échantillons avant de les filtrer à 0.45 μm , cette filtration étant effectuée pour des raisons purement techniques. L'acidification de l'échantillon d'eau provoque la mise en solution des substances en suspension. Les éléments qui ont été fixés sur les particules entrent également en solution et augmentent donc la concentration dans les eaux à analyser. Mentionnons toutefois qu'une série de 9 prélèvements effectués par la CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman) déroge à cette règle. Après avoir effectué un test semi-quantitatif sur des échantillons filtrés avant et après acidification (tab.II.2.6), l'analyse quantitative (Haute Résolution) a été réalisée uniquement sur des échantillons filtrés avant acidification. Les analyses devaient en effet répondre à la norme de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODEU). Il s'agit d'échantillons de percolat ou d'eau de percolation. Seules les analyses effectuées en mode quantitatif ont été prises en compte dans ce travail.

Le choix de travailler sur le total des éléments est motivé en fonction de plusieurs critères, certains scientifiques, d'autres pratiques.

Le premier argument évoqué est basé sur l'expérience du GEOLEP dans les analyses d'eaux souterraines. Pour la caractérisation des eaux naturelles, il est en effet important de tenir compte de toute la charge véhiculée par les eaux, y compris dans les colloïdes puisque la plupart de ceux-ci proviennent de la roche elle-même. Cet argument est renforcé par la démarche adoptée dans le Manuel Suisse des denrées alimentaires (MDA) pour l'analyse des eaux de boisson, qui stipule, pour l'analyse du Fe total, du Mn total, de CU, Zn, Pb, Ag, Cd, Hg, As, Se et Al: "les échantillons seront acidifiés à l'endroit du prélèvement au moyen de 2 ml d'acide nitrique 5N (...)" (MDA, 1991, 27A/3.1.2).

Le "Standard Methods" publié par l'American Public Health Association (1992), tout comme "L'analyse chimique de l'eau" de Rodier (1978) se gardent bien de prendre une position dans le

débat filtré / non filtré avant acidification. Les deux approches sont présentées et le choix est laissé à l'appréciation de l'opérateur.

R.W. Puls de l'U.S. EPA et M.J. Barcelona (Illinois State water survey) vont plus loin en affirmant "The filtration of a groundwater samples with 0.45 μm filters for determination of dissolved metals is not only inaccurate for distinguishing between dissolved and particulate phases, but if used for estimates of mobile contaminant loading in a given aquifer, may result in significant underestimations" (1981). Précisons que dans leurs articles, ces auteurs parlent de techniques de prélèvements par pompes uniquement.

Dans notre démarche, cet argument vaut pour des eaux ayant des caractéristiques proches des eaux de boissons. L'acidification a toutefois été étendue à tous les échantillons, car nous désirons mettre en évidence des anomalies, et dans ce contexte, nous considérons les éléments sous toutes leurs formes y compris la forme colloïdale. Par ailleurs, il faut rappeler que l'accumulation de traces inorganiques à la surface des colloïdes est un processus réversible (Stumm et Morgan, 1981, p. 672), des traces actuellement immobilisées peuvent ainsi être remises en circulation. L'acidification de l'échantillon permet d'appréhender un tel phénomène.

Une telle approche est utilisée en prospection minière, même si là aussi elle cause les mêmes préoccupations: "This suspended matter can cause a dilemma for a hydrogeochemist involved in mineral exploration, because filtered material may be composed of colloids or clays upon which economic metals may be adsorbed, and important anomalies may be missed if the water is filtered", (Reeves et Brooks, 1978, p. 25).

Des arguments pratiques viennent ensuite renforcer notre démarche. Nous désirons nous rapprocher le plus possible de la réalité de terrain. Et là, il faut se rendre à l'évidence que la filtration sur le terrain, comme le préconise certains auteurs (par exemple Rump et Herkoltz, 1990) est souvent rendue impossible en raison des temps de filtration beaucoup trop long, même avec des appareils sophistiqués, sans parler des risques de contamination que cela représente. En pratique, une filtration au laboratoire est donc la solution la plus rationnelle, mais elle doit avoir lieu dans les heures qui suivent le prélèvement. L'acidification de l'échantillon permet d'éviter cette contrainte et assure la conservation de l'échantillon, ceci pour autant que l'on ne s'intéresse pas qu'exclusivement à la partie dissoute ou réciproquement à la partie colloïdale de l'échantillon.

Le test limité effectué en mode semi-quantitatif effectué sur la série d'échantillon prélevés par la CIPEL a permis la comparaison entre les échantillons filtrés et non filtrés avant acidification. Les résultats confirment en général que la filtration avant acidification provoque une baisse des concentrations, ceci pour tous les éléments analysés. La tendance peut toutefois occasionnellement être inversée, si l'échantillon provient de percolat en phase acide (valeurs négatives dans le tableau Tab. II.2.6). Ces analyses montrent aussi que dans le cas d'échantillons très pollués, il est difficile de généraliser une méthode standard de préparation de l'échantillon qui soit reproductible dans tous les cas.

II. METHODOLOGIE

	NEI-1		MEN-1		PEL-1		CHA-7		SOR-6	
µg/l	Δ=b-f	Δ/b %	Δ=b-f	Δ/b %	Δ=b-f	Δ/b %	Δ=b-f	Δ/b %	Δ=b-f	Δ/b %
teneur > 5x l.d.										
Br	100.0	2.9	-800.0	5.5	-66600.0	462.5	200.0	0.3	9100.0	18.2
B	-1.6	133.3	-1.1	12.0	-240.4	2267.9	0.2	3.1	4.3	16.3
Al	-405.0	56.6	6.0	1.3	1019.0	100.0	107.0	24.4	757.0	54.8
I	-10.0	1.6	11139.0	81.3	-46.0	5.0	-2964.0	32.1	1768.0	47.6
Li	0.0		-40.0	30.8	-25.0	14.2	1.0	0.4	89.0	15.1
Ba	5.0	4.1	-24.0	12.4	317.0	48.7	22.0	2.5	158.0	20.8
Cr	-43.0	45.7	-28.0	58.3	210.0	100.0	-2.0	3.8	4.0	1.2
Zn	-2.0	2.5	43.0	22.6	518.0	100.0	27.0	28.4	548.0	64.9
Rb	-2.0	3.3	-11.0	11.0	-2990.0	439.7	-14.0	3.9	69.0	15.5
Ni	-17.0	30.4	-53.0	48.2	984.0	100.0	7.0	6.9	157.0	21.6
Ti	-6.0	15.4	0.0		-140.0	250.0	-6.0	42.9	179.0	73.7
Cu	26.0	100.0	26.0	38.8	-58.0	81.7	39.0	100.0	343.0	83.5
Pb	15.0	100.0	44.0	100.0	71.0	100.0	-5.0	27.8	37.0	40.2
teneur < 5x l.d.										
Hg	2.0	40.0	0.0	0.0	-17.0	212.5	-8.0	133.3	12.4	95.4
Co	0.0		0.0		-998.0	1720.7	-1.0	6.3	10.0	23.8
Ga	0.0		14.0	100.0	46.0	100.0	1.0	1.6	8.0	14.5
As	0.0		0.0		-16.0		0.0		20.0	100.0
Se	0.0		0.0		-681.0	1309.6	348.0	81.1	2.0	3.4
Cd	0.0		0.0		0.0		0.0		0.0	
Sn	0.0		0.0		0.0		0.0		-13.0	36.1
teneur > 5x l.d.										
Br	0.0	0.0	300.0	60.0	0.0	0.0	-3000.0	5.1	Br	61.6
B	2.8	93.3	0.0	0.0	-0.2	3.0	0.2	4.3	B	281.5
Al	488.0	88.1	57.0	49.6	169.0	43.2	4690.0	97.0	Al	57.2
I	91.0	56.9	43.0	47.8	33.0	6.0	-5326.0	229.1	I	56.4
Li	0.0		0.0		-2.0	1.8	9.0	18.0	Li	8.9
Ba	4.0	20.0	8.0	7.8	-4.0	1.5	362.0	81.9	Ba	22.2
Cr	1.0	10.0	0.0		-6.0	22.2	28.0	62.2	Cr	33.7
Zn	9.0	24.3	146.0	63.2	14.0	48.3	852.0	86.4	Zn	49.0
Rb	0.0		0.0		1.0	1.3	0.0		Rb	52.7
Ni	0.0	0.0	0.0		0.0	0.0	76.0	46.6	Ni	28.2
Ti	0.0		0.0		4.0	16.0	29.0	100.0	Ti	55.3
Cu	14.0	100.0	13.0	59.1	16.0	100.0	137.0	93.2	Cu	84.0
Pb	124.0	100.0	-91.0		-2.0	10.5	-34.0	73.9	Pb	175.4
teneur < 5x l.d.										
Hg	0.0		0.0		0.0		0.0		Hg	8.3
Co	-1.0		1.0	25.0	-1.0	33.3	2.0	50.0	Co	65.5
Ga	0.0		0.0		0.0		21.0	52.5	Ga	200.4
As	0.0		0.0		1.0	4.8	33.0	100.0	As	35.7
Se	0.0		0.0		0.0		8.0	53.3	Se	17.0
Cd	0.0		0.0		0.0		0.0		Cd	0.0
Sn	0.0		0.0		0.0		0.0		Sn	4.0

Tab.II.2.6- Traces inorganiques. Comparaison entre 2 méthodes de traitement. Le rapport |Δ/b| exprime l'écart entre la valeur de l'éch. brut (b) et de l'éch. filtré (f) rapporté à la valeur de b en (%). Les éléments sont classés par concentrations décroissantes. L'analyse a été effectuée en mode semi-quantitatif. Les éléments sont classés par concentrations décroissantes.

2.3.2. Reproductibilité globale du traitement des échantillons

Pour vérifier que l'acidification des échantillons n'apportait pas de biais analytique, nous avons analysé 4 séries d'échantillons prélevés à double par pompage dans des eaux souterraines autour de Turin. Pour chaque série, deux bouteilles séparées ont été remplies, avec un intervalle d'environ 5 minutes entre les prélèvements. Tous les échantillons ont été acidifiés avant filtration et analysés au cours de la même session.

Les résultats (tab.II.2.7.) montrent une très bonne reproductibilité pour les éléments dont les concentrations sont supérieures à 1 µg/l, Al et Zn exclus. Ces deux éléments sont connus pour les problèmes de contaminations qu'ils causent: leur présence en quantités importantes dans l'air ambiant en est à l'origine (Zief et Mitchell, 1977).

		RIV-3		CHI-03		CHI-06		CHI-07		MOY
		$\Delta=a-b$	$ \Delta/a \%$	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a \%$	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a \%$	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a \%$	$ \Delta/a $
teneur > 5 x l.d.										
Fe	mg/l	0	0	-0.83	14	0	0	0.06	11	6
Sr	mg/l	0.008	17	0.002	2	-0.003	5	0	0	6
Mn	mg/l	-		1.57	15	0	0	-0.54	5	5
Al	µg/l	2.9	14	-91	319	-20.9	82	50.4	76	123
B	µg/l	1.4	4	-9.3	27	-2.4	11	12.2	21	16
Zn	µg/l	1	40	-2.3	62	-3.4	4	6.6	13	30
Ni	µg/l	-0.2	3	-2.3	5	-0.9	7	10.3	15	8
Br	µg/l	3.6	8	6.9	30	0.4	3	5.8	34	19
Co	µg/l	0.1	33	-2.1	8	0	0	2.6	10	13
Ba	µg/l	0.1	2	-1.3	8	0.2	6	1.9	15	8
Li	µg/l	0.4	33	-0.1	4	-0.3	13	0.9	28	20
teneur < 5 x l.d.										
Cr	µg/l	0.2	8	-0.4	57	0	0	0.3	60	31
As	µg/l	0		-0.3	10	0	0	0.2	33	11
Cu	µg/l	-0.1	25	-0.4	33	-0.6	200	1	67	81
Pb	µg/l	0.1	11	-1.1	220	0.1	25	0.9	69	81
Ti	µg/l	-0.2	33	-0.4	36	-		-0.1	100	42
Mo	µg/l	0	0	-0.3	43	0	0	0.2	25	17
I	µg/l	0	0	0	0	-0.1	50	0.2	33	21
V	µg/l	0	0	0.1	33	-0.2	100	0.1	50	46
U	µg/l	-		0	0	-		0.1	20	5
W	µg/l	0	0	0.1	50	-		-		13

Tab.II.2.7- Traces inorganiques. Ecart des mesures effectuées sur 4 échantillons prélevés à double. Le rapport $|\Delta/a|$ (écart entre la valeur de l'éch. a et l'éch. b rapporté à la valeur de a en %). Les éléments sont classés par concentrations décroissantes.

Pour les éléments dont les teneurs sont plus faibles (de Cr à I), la précision est un peu moins bonne (Cr, Cu, Rb, Ti) mais reste acceptable compte tenu des écarts observés (< 1 µg/l). Cette comparaison met en évidence les ordres de grandeurs avec lesquels nous sommes confrontés et la signification parfois toute relative qu'ils revêtent.

2.3.3. Méthode de prélèvement

Le tableau II.2.7 ci-dessus nous montre que la méthode de prélèvement par pompage garantit une bonne reproductibilité de la prise de l'échantillon.

Si le débit de pompage n'est pas trop élevé, un équilibre entre les eaux de la nappe et les eaux pompées peut s'établir, le piézomètre est purgé et les eaux prélevées sont en général limpides.

Malheureusement ce mode de prélèvement ne peut pas être appliqué partout et il est couramment fait usage de tube préleveur. Le plus couramment utilisé dans la pratique est constitué d'un simple tube lesté ouvert sur le haut ("open bailer", Fetter, 1992, p. 380), tel que nous l'avons utilisé dans cette recherche. Le tube est descendu dans le piézomètre à l'aide d'un câble fixé sur un enrouleur à main.

Ce type de préleveur a l'avantage d'être d'un emploi extrêmement simple, mais il présente aussi de nombreux désavantages:

- il prélève l'eau du haut de la colonne piézométrique;
- la vidange d'un puits pour en renouveler le volume afin de prélever des eaux propres est fastidieuse voire utopique (par exemple dans les piézomètres de CHA-6 le volume à retirer est de: $0.055^2 \times \pi \times 10 = 0.094 \text{ m}^3$, ce qui représentera plus de 600 va-et-vient à l'aide de notre préleveur de 300 ml !);
- la descente du préleveur dans le piézomètre provoque souvent la mise en suspension des particules fines qui peuvent se trouver dans le dépotoir.

Dans un premier temps, nous n'avons pas remis en doute la représentativité du prélèvement, puisque Gentizon (1988) et avant lui Amberger et al (1981) avaient eu l'occasion de comparer les deux méthodes de prélèvement sur le site de CHA et dans la nappe de l'Arve. Après avoir effectué des tests comparatifs sur plusieurs paramètres principaux, les auteurs arrivent à la conclusion que les prélèvements par préleveur ne sont pas significativement différents de ceux effectués par pompage. Fetter (1992, p. 380-381) cite aussi plusieurs publications qui arrivent aux mêmes conclusions, bien que plus nuancées, car même s'il reste significatif, le prélèvement par plongeur est le mode d'échantillonnage le plus mauvais parmi tous ceux comparés.

C'est en lisant le travail de C. Billault (1988) sur le cas de THO que la question de la représentativité du préleveur par rapport au pompage a été remise en question. Cet auteur a en effet observé lors de trois essais de pompages d'une durée de 5-6 heures des variations importantes de la conductivité et des chlorures. Une courte montée des valeurs mesurées a été suivie par une baisse pouvant atteindre 50 % de la valeur initiale, avant d'obtenir une stabilisation. Par ailleurs, compte tenu du fait que nous acidifions nos échantillons avant filtration, il nous est apparu intéressant de comparer les deux méthodes de prélèvement, surtout après avoir constaté que le préleveur pouvait apporter d'importantes quantités de particules (prélèvements de COM ou de SAU par exemple).

Des prélèvements ont donc été effectués dans un aquifère fluvio-glaciaire à perméabilité moyenne (env. 10^{-5} m³/s), par préleveur, puis par pompage autour des sites de HAR et FUL. Ces deux sites sont à l'origine d'une pollution peu marquée, comme nous le verrons dans le chap.III. Les échantillons ont été acidifiés puis filtrés avant l'analyse. Les résultats de cette comparaison sont présentés dans le tableau II.2.8. Les teneurs mesurées sont pratiquement toujours plus importantes dans l'échantillon du préleveur que dans celui pompé. Pour les éléments dont les concentrations sont supérieures à la limite de détection, les différences entre les deux modes de prélèvements peuvent atteindre des écarts de 100%. Seuls 5 éléments, Ba, B, Br, Li et U présentent un écart proche de la fourchette d'erreur analytique. On notera aussi que les écarts sont acceptables (inférieur à 1µg/l) dans le cas des éléments dont la concentration est proche de la ld (As, W, Zr, Sn, Sb, Cs, Se).

		HAR-02		HAR-03		FUL-04		FUL-05		MOY
		$\Delta=a-b$	$ \Delta/a $	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a $	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a $	$\Delta=a-b$	$ \Delta/a $	$ \Delta/a $
			%		%		%		%	%
teneur > 5 x l.d.										
CE	µS/cm	-6	1	-2	0	-3	0	-3	0	0
Sr	mg/l	-0.13	21	-0.037	6	-0.241	44	-0.026	5	19
Fe	mg/l	-5.53	100	-1	90	-3.34	85	-2.72	99	94
Mn	mg/l	-0.41	100	-0.23	85	-0.57	78	-0.43	93	89
Al	µg/l	-824.1	99	-367.4	86	-	-	-417.5	97	94
Ba	µg/l	-41.5	31	23.1	13	-172.7	63	-29.2	27	27
B	µg/l	-25	19	25.9	35	-9.6	51	-13.2	46	20
Zn	µg/l	-66.7	76	-109.2	84	-81.5	78	-28	64	76
Br	µg/l	-8.3	14	31.6	89	-10.6	45	0.8	4	9
I	µg/l	-2.1	6	27.6	431	-2	61	-0.1	3	90
Cr	µg/l	-41.3	98	-3.6	80	-10.7	63	-9.2	89	83
Cu	µg/l	-16	82	-5.2	62	-10.3	66	-6.4	67	69
Li	µg/l	0.1	1	1.4	15	-2.5	48	-1.6	43	19
Ni	µg/l	-9.7	82	-5.5	67	-1.9	17	-6.2	82	62
Ti	µg/l	-12.8	94	-2.6	81	-7.6	61	-5	86	81
V	µg/l	-8	96	-3.2	78	-11.5	83	-3.3	97	89
La	µg/l	-4.6	100	-3	86	-11	79	-4.2	98	91
Co	µg/l	-2.2	92	-0.3	30	-9.6	84	-2.6	96	76
Rb	µg/l	-0.6	15	-0.1	4	-2.4	73	-0.7	54	37
Mo	µg/l	-4.8	86	-0.8	73	0.1	17	-4	89	58
U	µg/l	-0.4	36	-0.2	17	-0.5	50	-0.1	17	30
Sc	µg/l	-0.8	100	-0.6	86	-1.7	85	-0.6	100	93
teneur < 5 x l.d.										
As	µg/l	-0.8	80	-0.4	67	-0.3	50	-	-	65
W	µg/l	-0.1	50	-0.1	33	-0.3	60	-1.1	92	59
Zr	µg/l	-0.2	100	-0.2	67	-0.4	80	-0.2	100	87
Sn	µg/l	-0.1	33	-0.2	100	0	0	-0.1	50	46
Sb	µg/l	-0.2	67	-0.1	100	-0.1	100	0	0	67
Cs	µg/l	-0.1	100	-0.1	100	-0.1	100	0	0	75
Se	µg/l	-	-	0	0	0	0	0	0	0

Tab.II.2.8- Traces inorganiques. Ecart des mesures effectuées sur 4 échantillons prélevés à l'aide des deux méthodes de prélèvements (pompage = a et préleveur = b). Le rapport $|\Delta/a|$ (écart entre la valeur de l'éch. a et l'éch. b rapporté à la valeur de a en %). Les éléments sont classés par concentrations décroissantes.

Les éléments présentant le plus d'anomalies sont pour beaucoup d'entre eux typiques de la fraction colloïdale des eaux naturelles, les plus significatifs étant Al, Fe, Ti, Mn (Vance et al, 1974).

Cette comparaison nous indique que lors du traitement site par site, il est délicat de comparer directement des échantillons prélevés par pompage et par préleveur. Lorsque des prélèvements ont été effectués par préleveur il faudra tenir compte de l'amplification des concentrations due à la présence d'une fraction solide importante, surtout si elle est visible à l'oeil comme à COM, SAU et BON essentiellement.

3. Traitement des données

Les résultats sont traités tout d'abord site par site, puis d'une façon plus globale, en utilisant la statistique descriptive.

3.1. Discussions des résultats par sites

Les différents sites sont présentés de façon à connaître le contexte dans lequel les échantillons ont été prélevés et pour pouvoir faire des catégories avant d'effectuer un traitement statistique.

La discussion site par site est importante car elle permet de préciser la nature de la pollution, montre les interférences éventuelles avec la géologie ou d'autres sources de contaminations et permet de discuter des résultats analytiques.

Les concentrations des échantillons aval sont comparés à une référence locale amont, lorsqu'elle a pu être échantillonnée. Sur cette base, nous décidons si l'échantillon a subi une influence de la part du site contaminé ou non.

Les résultats des analyses sont présentés sous forme brute dans les tableaux de l'annexe I.

3.1.1. Traitement des données

Les conditions géologiques, hydrogéologiques, le type et les caractéristiques de la décharge sont décrits en fonction des données que nous avons pu recueillir sur le terrain, dans la littérature ou auprès des exploitants. Ces informations ont fait l'objet d'une synthèse et d'une interprétation de notre part et nous ne présentons que celles jugées utiles à la compréhension du cas.

Ensuite chaque échantillon est classé dans sa catégorie: percolat, eaux sous décharge, eaux souterraines influencées ou non influencées, eaux de surface influencées ou non influencées et enfin percolat traité. Ce travail effectué, l'analyse de chaque cas, à l'aide du facteur de contamination nous permet de classer les échantillons en fonction de leur degré de contamination.

Facteur de contamination

Si nous ne disposons pas de référence locale en amont de la décharge, pour les eaux souterraines, nous avons utilisé une référence géogène externe (voir définition au § II.3.1.2). La valeur médiane de cette référence a alors été utilisée. Le facteur de contamination est désigné par les initiales FcE (facteur de contamination externe).

$$\boxed{FcE = C_{\text{aval}}/C_{\text{réf. externe}}} \quad \text{Facteur de contamination géogène}$$

C_{aval} - concentration mesurée en aval du site contaminé
 $C_{\text{réf. externe}}$ - concentration médiane de la valeur géogène externe

$$\boxed{\begin{array}{l} \text{contamination si} \\ Fc \geq 2 \end{array}} \quad \text{Validité du facteur de contamination}$$

Lorsqu'une référence locale est disponible en amont du site, nous l'avons utilisée en faisant le rapport entre la teneur aval d'un élément et sa teneur amont. C'est ce que nous avons appelé le "facteur de contamination local".

Cette technique couramment employée permet de mettre en évidence les anomalies de concentrations. La référence locale amont est testée à l'aide d'une référence géogène externe (relation FcE) pour mettre en évidence d'éventuelles anomalies géogènes ou anthropiques.

$$\boxed{FcL = C_{\text{aval}}/C_{\text{locale}}} \quad \text{Facteur de contamination local (amont)}$$

C_{aval} - concentration mesurée en aval du site contaminé
 C_{locale} - concentration mesurée dans la référence locale en amont du site

Nous avons vu que près de la limite de détection les incertitudes sur les valeurs mesurées sont importantes. Pour en tenir compte, l'élément dont la concentration est inférieure à 5 fois la l.d. a été exclu des comparaisons, sauf s'il n'a pas du tout été détecté dans la référence locale ou la référence externe.

3.1.2. Utilisation de référentiel externe

Pour les eaux souterraines, lorsqu'une référence locale n'est pas disponible, nous avons utilisé une référence externe à la région d'échantillonnage, mais dont l'origine lithologique est proche. Ces références externes sont constituées des données recueillies dans le cadre du projet AQUITYP.

Ce procédé a parfois été utilisé avec des eaux de surface, mais en tenant compte du fait que ce sont des eaux susceptibles d'être contaminées par des polluants atmosphériques ou par des rejets divers (STEP, eau de route, etc.).

Les données qui nous ont servi de référentiel sont présentées ci-dessous car elles ne sont pas disponibles sous forme de compilation dans la littérature.

a.) Le projet AQUITYP

La littérature ne livre encore que peu de données synthétiques sur les teneurs naturelles en traces contenues dans les eaux., ou alors les teneurs sont basées sur des notions de qualités pour les eaux de boisson (U.S. Geol. Survey, 1987), sans distinction précise de l'origine géologique des aquifères. Un projet de recherche a donc été mis sur pied pour tenter de combler cette lacune.

Le projet AQUITYP a pour but principal d'établir une typologie physico-chimique des eaux souterraines sur une géotraverse qui comprend le Jura, le Plateau suisse et les Alpes (Parriaux & al, 1990). La définition des types d'eaux est surtout basée sur les éléments minéraux en trace qui marquent de façon plus spécifique l'influence de la géologie. L'analyse des anions et des cations reste toutefois indispensable pour apprécier globalement la famille chimique à laquelle appartient une eau par rapport aux pôles HCO_3 - Ca - SO_4 .

Ce projet, qui bénéficie d'un soutien du Fond national Suisse pour la recherche scientifique, a débuté en 1981. Il comprend à la base un réseau d'observation à long terme constitué de sources implantées en Suisse occidentale (le réseau AQUITYP). Le suivi de ce réseau comprend des mesures hydrologiques en continu et l'analyse chimique trimestrielle des macro-composants inorganiques. Après acidification, les échantillons sont conservés à 4°C pour constituer une véritable "banque des eaux". L'analyse des traces est en cours pour toute la série temporelle échantillonnée actuellement (env. 10 ans).

Des études spécifiques sont venues renforcer les connaissances et la représentativité du réseau. Dans un premier temps, l'accent s'est porté sur les tests typologiques de trois types d'aquifères alpins importants: les massifs cristallins (Aiguilles Rouges et Mont-Blanc, Dubois, 1991), les évaporites du Trias (bassin Lémanique du Rhône, Y. Mandia, 1991) et le Flysch (nappe du Niesen, Basabe, 1992).

A partir de 1992 la variabilité spatiale de la composition chimique des eaux souterraines a fait l'objet d'une étude plus poussée pour les aquifères des roches molassiques (Hesske, 1994, 1995) et les aquifères des roches carbonatées (Dematteis, 1993, 1995).

L'atmosphère et les sols jouent un rôle important sur la composition des eaux d'un aquifère, donc sur la variabilité spatiale. C'est pourquoi les processus d'altération qui contrôlent la qualité des eaux d'infiltration sont étudiés dans les sols développés sur roches molassiques et calcaires dans le cadre du projet AQUISOL, en collaboration avec le Laboratoire de pédologie de l'EPFL (Atteia, 1992, 1994, Dalla Piazza, 1994 et 1995). Des analyses d'eau de pluie et de neiges prélevées chaque année sur une traverse dans les Alpes entre le Hohgant (Berne) et le Mont Rose (Valais) sont aussi effectuées pour connaître les apports atmosphériques (Parriaux et al, 1990; Dray et al, 1990).

b.) Aquifères du cristallin, des évaporites, des flysch, de la molasse et des roches carbonatées:

Les données compilées présentées ici (tableaux II.3.1 à 3.4) ont fait l'objet d'une communication en 1995 (Looser et al), les valeurs brutes étant disponibles dans les thèses de doctorat citées en référence. Des compilations pour chacun des 5 types d'aquifères distincts (Flysch, Carbonates, Cristallin, Évaporites et Molasse) sont présentées, même si certains types d'aquifères n'ont pas été étudiés en relation avec ce travail sur les décharges.

Les échantillons utilisés pour la statistique ont été sélectionnés sur la base des considérations géologiques qui ont prévalu lors de la constitution du réseau AQUITYP et lors des travaux de recherches conduits pour chacune des typologies. Une vingtaine d'analyses ont été écartées car elles n'entraient pas dans la typologie: il s'agit d'eaux thermales ou d'origine profonde et d'échantillons à l'origine géologique incertaine. Les échantillons manifestement contaminés par des pollutions anthropogènes ont été éliminés dans la première phase des travaux de recherche. Le nombre de valeurs utilisées est indiqué pour chaque paramètre (n). Une même source peut toutefois avoir fait l'objet de deux séries d'analyses. L'exécution d'essais de lixiviation de roche et la comparaison des résultats avec des analyses chimiques des eaux atmosphériques et de sol ont permis de vérifier l'origine géogène des traceurs chimiques rencontrés dans l'eau. Ces données qui figurent en détail dans les travaux déjà cités n'ont pas été reprises ici.

La température est indiquée en °C. La conductivité exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$ est corrigée à 20°C. Le potentiel (Eh) est indiqué en milli-Volts, corrigé par rapport à l'électrode de référence. Les teneurs des ions et cations principaux (O_2 , Ca, Cl, F, H_4SiO_4 , HCO_3 , K, Mg, Na, NO_3 , SO_4 et Sr) sont données en mg/l.

Les éléments en traces sont exprimés en $\mu\text{g}/\text{l}$. Lorsque nous indiquons une valeur de 0 (zéro), cela signifie que l'ion ou l'élément considéré n'a pas été trouvé dans la limite de détection de la méthode utilisée.

Nous avons choisi de livrer non pas la valeur moyenne des concentrations mesurées, mais leur valeur médiane. Cette mesure à tendance centrale présentant l'avantage de ne pas être influencée par la grandeur des valeurs extrêmes.

Les centiles 10% et 90% qui indiquent respectivement le minimum et le maximum du 90% de toutes les mesures sont donnés, de façon à avoir des valeurs représentatives de la variation des ions considérés.

c.) Aquifères du Quaternaire

Les décharges étudiées se trouvant principalement dans des terrains quaternaires et cette lithologie n'ayant pas fait l'objet d'une étude spécifique, nous présentons en détail les analyses effectuées sur les sources du réseau AQUITYP (annexe II). Pour le groupe Quaternaire, les mesures portent sur quatre points: Chanivaz, Morand (Davit et Looser, 1993), Dizy et Lucens.

Les deux premiers ont fait l'objet de l'analyse d'une série temporelle de 10 ans, les 2 autres points n'ont fait l'objet pour l'instant que d'une analyse complète des traces.

Les analyses temporelles sur Chanivaz et Morand montrent que la variation des teneurs pour les éléments en trace est très faible, à l'exception de Al (problème de colloïdes déjà évoqué). Les variations saisonnières ont donc moins d'influence que sur les éléments majeurs. Cette observation confirme l'importance de la variabilité spatiale par rapport à la variabilité temporelle dans les eaux souterraines non influencées par des activités anthropiques.

Compte tenu de la proche parenté de ces 4 aquifères du point de vue des traces inorganiques, nous avons utilisé leur médiane comme référence externe "quaternaire", bien que la représentativité spatiale ne soit pas aussi élevée que pour les autres typologies en raison du petit nombre de sources.

Une compilation de toutes les données est aussi livrée, bien qu'elles doivent faire l'objet de compléments, certains éléments n'ayant pas été analysés dans toutes les typologies.

3.2. Discussion des résultats par types d'échantillons

De façon à mettre en évidence les éléments traces inorganiques les plus représentatifs des principaux types de sites contaminés, nous avons traité les résultats à l'aide de la statistique descriptive. La classification des échantillons effectuée lors de la discussion site par site nous permet de travailler sur des groupes déjà formés sur la base de critères objectifs. Les résultats statistiques sont comparés aux résultats obtenus sur chaque site, de façon à éliminer d'éventuelles aberrations.

3.2.1. Statistiques descriptives au sein d'un groupe

Les paramètres statistiques que nous avons utilisés permettent de mettre en évidence les ordres de grandeur au sein d'un même groupe (percentile, médiane), ainsi que le comportement d'un élément en particulier (forme de l'histogramme), ou des éléments entre eux (matrice de corrélation).

Généralement, nous préférons l'indication de la médiane comme valeur caractéristique de tendance centrale d'une distribution d'un paramètre. N'étant pas influencée par les valeurs extrêmes, elle est plus robuste que la moyenne. Elle est fréquemment utilisée dans des distributions fortement dissymétriques (Helsel et Hirsch, 1992).

Nous avons aussi plutôt utilisés les percentiles de 10% et 90%. Ils donnent en effet une indication plus réaliste des concentrations en évitant les extrêmes. Le minimum est souvent égal au niveau de détection et le maximum dépend du nombre de nos échantillons. Par ailleurs ces

deux expressions (min. et max.) suggèrent souvent une notion "d'absolu", alors que les percentiles laissent la possibilité d'avoir toutes les extrêmes possibles.

Les histogrammes de fréquences ont été réalisés pour les principaux paramètres analysés dans les eaux souterraines, en groupant les mesures par classes sur l'échelle des concentrations. Puisque l'allure d'un histogramme est fortement dépendante de la dimension de classe choisie, nous avons suivi la recommandation de Shaw (1964), qui est de déterminer des intervalles de classe entre un quart et la moitié de l'écart-type.

Si la forme de l'histogramme est à peu près en "cloche" symétrique, nous supposons que nos données s'approchent d'une distribution normale ou gaussienne, qui représente la plus importante distribution théorique en statistiques. Une telle distribution nous permet de poursuivre, par le calcul d'une estimation de la moyenne arithmétique et de l'écart-type, la caractérisation de l'ensemble d'un paramètre mesuré dans les eaux. Si la forme de l'histogramme est en cloche asymétrique, une transformation en logarithme (log base 10) des concentrations permet souvent de retrouver une forme d'histogramme proche d'une distribution normale. Cette distribution est désignée comme distribution log-normale, qui est une variante de la distribution normale.

En ce qui concerne la fiabilité statistique des données obtenues, il est important de noter que, grâce au processus de dispersion, chaque analyse chimique représente une valeur intégrale sur l'ensemble de l'aquifère, ou de la rivière. Il ne s'agit donc pas d'une information ponctuelle.

3.2.2. Comparaison des groupes entre eux

Dans un deuxième temps, les différents groupes ont été comparés de façon à mettre en évidence leurs similitudes ou leurs différences (box-plot, graphes XY). Compte tenu du nombre relativement restreint de données pour chaque groupe, nous n'avons pas entrepris d'analyses statistiques plus poussées.

II. METHODOLOGIE

	O2 mg/l	T °C	CE20 µS/cm	Eh mV	pH	Ca++ mg/l	Cl- mg/l	F- mg/l	Si mg/l	HCO3- mg/l	K+ mg/l	Mg++ mg/l	Na+ mg/l	NO3- mg/l	SO4-- mg/l
l.d.	0.1	0.1	1	0.005	0.1	0.001	0.5	0.02	0.5	0.1	0.001	0.001	0.01	0.5	0.5
Pa %	10	10	10	10	10	10	5	10	10	5	10	10	10	5	5
MOL															
nval	35	112	112	112	110	112	112	112	112	112	112	112	112	112	112
0.1	8.3	7.5	285	0.363	6.9	52.8	1.1	<0.02	10.1	167.7	0.5	4.6	1.1	2.6	4.4
0.5	10.9	8.8	444	0.392	7.3	86.2	3.3	0.1	20.9	295.0	0.8	14.9	2.5	8.2	13.4
0.9	13.0	10.7	643	0.439	7.7	113.0	23.9	0.1	30.6	405.3	2.0	28.1	5.8	32.3	44.2
CAR															
nval	80	119	110	95	117	112	121	119	121	121	112	112	112	121	121
0.1	8.2	5.5	196	0.385	7.0	37.1	0.4	0.0	2.5	126.2	0.3	1.3	0.3	<0.5	2.5
0.5	11.8	8.8	346	0.440	7.2	70.5	2.3	0.1	9.2	204.3	0.7	4.5	1.6	2.6	9.7
0.9	14.7	12.3	511	0.496	7.7	113.7	11.3	0.2	17.1	335.5	2.2	13.4	5.2	8.8	94.5
FLY															
nval	0	63	70	0	63	70	68	0	70	70	70	70	68	70	70
0.1	n.a.	3.7	220	n.a.	6.1	41.3	0.3	n.a.	3.6	149.0	0.3	2.5	0.4	<0.5	4.7
0.5	n.a.	6.3	291	n.a.	6.7	59.2	0.7	n.a.	5.9	192.6	0.5	4.1	1.1	1.5	10.9
0.9	n.a.	7.9	411	n.a.	7.2	85.0	1.9	n.a.	8.7	275.8	1.1	10.6	3.7	5.0	32.2
EVA															
nval	0	92	92	10	10	91	91	85	90	91	91	91	91	91	91
0.1	n.a.	5.6	1110	0.406	7.0	257.0	<0.5	<0.02	6.4	152.5	0.7	30.5	1.6	<0.5	553.0
0.5	n.a.	8.9	1710	0.408	7.0	442.0	3.4	0.1	10.2	234.9	1.7	57.1	4.2	<0.5	1060.0
0.9	n.a.	11.7	2070	0.416	7.2	542.0	17.1	0.3	15.4	323.3	5.0	123.0	13.5	2.7	1440.0
GNE															
nval	0	331	339	28	100	345	345	345	275	341	345	345	345	345	345
0.1	n.a.	3.6	40	0.320	6.2	8.0	0.1	<0.02	6.8	22.0	0.2	0.2	0.9	<0.5	5.1
0.5	n.a.	6.3	75	0.433	7.3	12.9	0.4	0.2	10.1	32.9	1.2	0.6	1.8	0.3	9.0
0.9	n.a.	10.4	163	0.501	7.8	29.3	0.9	2.1	14.0	62.8	2.8	1.3	4.7	1.6	36.7
QUA															
nval	0	4	0	0	4	57	57	4	4	57	57	57	57	57	57
0.1	n.a.	8.9	n.a.	n.a.	7.4	74.5	9.5	0.1	8.0	7.9	2.5	0.6	3.0	6.5	7.3
0.5	n.a.	9.2	n.a.	n.a.	7.5	99.2	17.7	0.1	12.5	308.0	3.5	7.8	4.0	18.0	12.1
0.9	n.a.	10.5	n.a.	n.a.	7.5	114.2	255.3	0.1	17.4	341.9	8.7	11.1	5.1	36.1	18.8
AQU															
nval	115	721	723	245	404	787	794	665	672	792	787	787	785	796	796
0.1	8.2	4.2	45	0.366	6.4	9.4	0.2	<0.02	5.2	23.8	0.3	0.3	0.8	<0.5	4.9
0.5	11.5	7.3	218	0.414	7.2	50.5	0.9	0.1	10.2	130.0	1.1	2.4	2.0	1.1	11.7
0.9	14.0	11.1	1276	0.478	7.7	264.6	13.4	0.9	20.7	329.2	3.2	34.8	5.7	14.2	602.0

Tab.II.3.1 - Compilation des données AQUITYP pour 6 typologies (MOL: molasse, CAR: carbonates, FLY: flysch, EVA: évaporites, GNE: gneiss et granite, QUA: quaternaire) et compilation de tous les aquifères (AQU). Nval: nbre de valeur, 0.1: centile à 10%, 0.5: centile à 50% (médiane), 0.9: centile à 90%. l.d.: limite de détection et Pa: précision analytique.

	Sr mg/l	Ag µg/l	Al µg/l	As µg/l	Au µg/l	B µg/l	Ba µg/l	Be µg/l	Bi µg/l	Br µg/l	Cd µg/l	Ce µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ge µg/l
ld	0.001	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Pa %		5	10	5	5	10	5	5	5	10	5	5	5	5	5		5
MOL																	
nval	112	0	112	112	0	112	112	0	0	112	18	0	112	112	112	112	0
0.1	0.110	n.a.	0.9	0.1	n.a.	1.6	8.5	n.a.	n.a.	2.8	n.d.	n.a.	0.1	0.1	0.1	0.1	n.a.
0.5	0.230	n.a.	6.8	0.1	n.a.	3.3	27.4	n.a.	n.a.	9.2	n.d.	n.a.	0.1	0.7	0.2	1.5	n.a.
0.9	0.514	n.a.	31.4	0.5	n.a.	8.0	74.6	n.a.	n.a.	27.4	n.d.	n.a.	0.4	3.4	3.0	9.2	n.a.
CAR																	
nval	112	0	112	112	0	112	112	0	0	112	19	0	112	112	112	112	0
0.1	0.027	n.a.	0.5	<0.1	n.a.	1.1	2.6	n.a.	n.a.	0.3	<0.1	n.a.	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	n.a.
0.5	0.158	n.a.	2.8	0.2	n.a.	7.7	10.6	n.a.	n.a.	2.7	0.1	n.a.	0.0	0.3	0.3	1.2	n.a.
0.9	0.980	n.a.	31.7	0.6	n.a.	25.5	38.4	n.a.	n.a.	9.4	0.1	n.a.	0.1	0.8	3.0	15.5	n.a.
FLY																	
nval	70	0	69	0	0	70	70	0	0	70	0	0	70	69	50	39	0
0.1	0.274	n.a.	0.2	n.a.	n.a.	3.2	12.5	n.a.	n.a.	1.5	n.a.	n.a.	0.1	0.1	0.1	6.2	n.a.
0.5	0.442	n.a.	0.8	n.a.	n.a.	8.3	30.8	n.a.	n.a.	3.4	n.a.	n.a.	0.3	0.2	0.5	15.0	n.a.
0.9	1.086	n.a.	2.6	n.a.	n.a.	33.5	71.7	n.a.	n.a.	6.1	n.a.	n.a.	0.4	0.6	1.5	31.9	n.a.
EVA																	
nval	91	0	82	82	0	86	88	0	0	82	83	0	0	82	88	0	0
0.1	3.880	n.a.	<0.1	<0.1	n.a.	<0.1	4.2	n.a.	n.a.	<0.1	<0.1	n.a.	n.a.	<0.1	0.3	n.a.	n.a.
0.5	8.24	n.a.	14.1	0.2	n.a.	20.0	9.6	n.a.	n.a.	7.6	0.2	n.a.	n.a.	0.1	3.0	n.a.	n.a.
0.9	11.50	n.a.	30.0	1.4	n.a.	60.0	19.2	n.a.	n.a.	28.6	0.6	n.a.	n.a.	0.7	5.1	n.a.	n.a.
GNE																	
nval	345	0	0	117	0	130	114	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.1	0.003	n.a.	n.a.	0.3	n.a.	7.0	0.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
0.5	0.043	n.a.	n.a.	7.8	n.a.	20.0	1.2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
0.9	0.190	n.a.	n.a.	36.3	n.a.	34.1	14.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
QUA																	
nval	57	53	57	57	53	57	57	53	53	57	53	53	53	57	57	53	53
0.1	0.148	n.d.	1.3	<0.1	n.d.	13.4	18.4	n.d.	n.d.	7.7	0.1	n.d.	<0.1	0.2	0.8	0.7	n.d.
0.5	0.191	n.d.	5.1	0.2	n.d.	19.0	31.4	n.d.	n.d.	12.1	0.2	n.d.	0.2	0.8	1.6	2.3	n.d.
0.9	0.232	n.d.	55.8	0.7	n.d.	27.4	40.4	n.d.	n.d.	20.2	1.0	n.d.	0.2	1.4	3.1	6.1	n.d.
AQU																	
nval	787	53	432	480	53	567	553	53	53	433	173	53	347	432	419	316	53
0.1	0.014	n.d.	0.3	<0.1	n.d.	2.1	1.0	n.d.	n.d.	0.9	<0.1	n.d.	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	n.d.
0.5	0.160	n.d.	3.7	0.3	n.d.	11.0	14.3	n.d.	n.d.	5.8	0.1	n.d.	0.1	0.3	0.7	1.9	n.d.
0.9	4.708	n.d.	30.2	11.4	n.d.	33.0	50.8	n.d.	n.d.	21.0	0.6	n.d.	0.4	1.4	3.9	18.2	n.d.

Tab.II.3.1 suite- Compilation des données AQUITYP pour 6 typologies (MOL:molasse, CAR: carbonates, FLY:flysch, EVA: évaporites, GNE: gneiss et granite, QUA: quaternaire) et compilation de tous les aquifères (AQU). Nval: nbre de valeur, 0.1: centile à 10%, 0.5: centile à 50% (médiane), 0.9: centile à 90%. l.d.:limite de détection et Pa: précision analytique.

II. METHODOLOGIE

	Ge µg/l	Hf µg/l	Hg µg/l	I µg/l	Ir µg/l	La µg/l	Li µg/l	Mn µg/l	Mo µg/l	Nd µg/l	Ni µg/l	Os µg/l	Pb µg/l	Pd µg/l	Pt µg/l	Rb µg/l	Re µg/l
ld	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Pa %	5	5	5	10	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MOL																	
nval	18	0	0	112	0	0	112	112	112	0	112	0	112	0	0	112	0
0.1	n.d.	n.a.	n.a.	4.5	n.a.	n.a.	0.7	0.2	0.1	n.a.	0.1	n.a.	0.1	n.a.	n.a.	0.2	n.a.
0.5	n.d.	n.a.	n.a.	9.4	n.a.	n.a.	2.2	0.8	0.4	n.a.	0.5	n.a.	0.1	n.a.	n.a.	0.6	n.a.
0.9	n.d.	n.a.	n.a.	24.5	n.a.	n.a.	9.0	7.9	2.5	n.a.	1.2	n.a.	0.6	n.a.	n.a.	1.3	n.a.
CAR																	
nval	3	0	0	112	0	4	112	112	108	0	112	0	112	0	0	112	0
0.1	0.3	n.a.	n.a.	11.8	n.a.	0.1	0.2	0.1	0.1	n.a.	0.1	n.a.	0.0	n.a.	n.a.	0.1	n.a.
0.5	0.3	n.a.	n.a.	35.9	n.a.	0.2	0.9	0.8	0.3	n.a.	0.4	n.a.	0.3	n.a.	n.a.	0.6	n.a.
0.9	0.5	n.a.	n.a.	59.8	n.a.	1.5	2.9	7.5	1.0	n.a.	2.2	n.a.	1.9	n.a.	n.a.	1.2	n.a.
FLY																	
nval	0	0	0	70	0	70	70	70	0	0	53	0	0	0	0	70	0
0.1	n.a.	n.a.	n.a.	0.4	n.a.	0.0	1.4	0.1	n.a.	n.a.	0.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.4	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	n.a.	0.9	n.a.	0.1	3.6	0.5	n.a.	n.a.	0.8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.7	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	n.a.	2.1	n.a.	0.1	13.4	2.5	n.a.	n.a.	1.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	2.0	n.a.
EVA																	
nval	82	0	0	87	0	0	91	83	0	0	87	0	0	0	0	87	0
0.1	<0.1	n.a.	n.a.	0.2	n.a.	n.a.	20.0	1.5	n.a.	n.a.	1.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	8.0	n.a.
0.5	<0.1	n.a.	n.a.	5.2	n.a.	n.a.	20.0	12.7	n.a.	n.a.	3.0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	17.4	n.a.
0.9	1.0	n.a.	n.a.	18.8	n.a.	n.a.	40.0	22.0	n.a.	n.a.	5.2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	28.6	n.a.
GNE																	
nval	0	0	0	0	0	0	345	0	117	0	0	0	0	0	0	117	0
0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	<0.1	n.a.	0.8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.2	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	2.9	n.a.	5.4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.7	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	11.0	n.a.	93.9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	4.4	n.a.
QUA																	
nval	53	53	53	57	53	0	57	57	53	53	57	53	53	53	53	57	53
0.1	n.d.	n.d.	n.d.	1.4	n.d.	n.a.	0.6	0.1	0.1	n.d.	0.2	n.d.	<0.1	n.d.	n.d.	<0.1	n.d.
0.5	n.d.	n.d.	n.d.	2.1	n.d.	n.a.	1.1	0.1	0.1	n.d.	0.4	n.d.	<0.1	n.d.	n.d.	0.1	n.d.
0.9	n.d.	n.d.	n.d.	4.8	n.d.	n.a.	1.5	0.4	0.2	n.d.	1.0	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	0.1	n.d.
AQU																	
nval	156	53	53	438	53	74	787	434	390	53	421	53	277	53	53	555	53
0.1	<0.1	n.d.	n.d.	0.8	n.d.	<0.1	0.2	0.1	0.1	n.d.	0.1	n.d.	<0.1	n.d.	n.d.	0.1	n.d.
0.5	<0.1	n.d.	n.d.	7.3	n.d.	0.1	2.5	0.7	0.4	n.d.	0.6	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	0.7	n.d.
0.9	0.7	n.d.	n.d.	46.4	n.d.	0.2	20.0	14.4	21.0	n.d.	3.7	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	14.4	n.d.

Tab.II.3.1 suite- Compilation des données AQUITYP pour 6 typologies (MOL:molasse, CAR: carbonates, FLY:flysch, EVA: évaporites, GNE: gneiss et granite, QUA: quaternaire) et compilation de tous les aquifères (AQU). Nval: nbre de valeur, 0.1: centile à 10%, 0.5: centile à 50% (médiane), 0.9: centile à 90%. l.d.:limite de détection et Pa: précision analytique.

	Ru µg/l	Sb µg/l	Sc µg/l	Se µg/l	Sn µg/l	Ta µg/l	Tb µg/l	Te µg/l	Th µg/l	Ti µg/l	Tl µg/l	U µg/l	V µg/l	W µg/l	Y µg/l	Zn µg/l	Zr µg/l
ld	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Pa %	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MOL																	
nval	0	0	112	112	0	0	0	0	0	112	0	112	112	15	0	112	0
0.1	n.a.	n.a.	0.1	0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.1	n.a.	0.1	0.3	n.d.	n.a.	0.1	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	0.1	0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.2	n.a.	0.5	0.5	n.d.	n.a.	1.0	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	0.3	0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.5	n.a.	2.4	0.8	n.d.	n.a.	5.7	n.a.
CAR																	
nval	0	0	112	0	0	0	0	0	0	108	0	112	112	7	0	112	0
0.1	n.a.	n.a.	<0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	<0.1	n.a.	0.1	0.1	n.d.	n.a.	<0.1	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.2	n.a.	0.3	0.4	n.d.	n.a.	0.9	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	0.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.6	n.a.	0.7	0.7	n.d.	n.a.	5.4	n.a.
FLY																	
nval	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	69	0	0	42	0
0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.1	0.1	n.a.	n.a.	0.2	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.2	0.3	n.a.	n.a.	1.0	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.4	0.4	n.a.	n.a.	4.1	n.a.
EVA																	
nval	0	0	87	0	0	0	0	0	0	0	0	87	82	0	82	88	0
0.1	n.a.	n.a.	1.8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	1.0	0.2	n.a.	0.2	<0.1	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	2.7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	5.4	0.4	n.a.	0.6	2.0	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	4.3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	26.8	0.8	n.a.	0.9	5.8	n.a.
GNE																	
nval	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	117	0	79	0	0	0
0.1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.9	n.a.	<0.1	n.a.	n.a.	n.a.
0.5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	8.2	n.a.	0.7	n.a.	n.a.	n.a.
0.9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	320.6	n.a.	6.0	n.a.	n.a.	n.a.
QUA																	
nval	53	53	57	53	53	53	53	53	53	53	53	57	57	53	53	57	53
0.1	n.d.	n.d.	<0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<0.1	n.d.	0.6	0.1	n.d.	n.d.	4.1	n.d.
0.5	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.0	n.d.	0.7	0.2	n.d.	n.d.	9.6	n.d.
0.9	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	0.8	0.3	n.d.	n.d.	17.1	n.d.
AQU																	
nval	53	53	368	165	53	53	53	53	53	273	53	555	432	154	135	411	53
0.1	n.d.	n.d.	<0.1	<0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<0.1	n.d.	0.2	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	n.d.
0.5	n.d.	n.d.	0.1	0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	0.7	0.4	<0.1	0.3	1.5	n.d.
0.9	n.d.	n.d.	2.9	0.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.5	n.d.	18.7	0.7	3.7	0.7	10.6	n.d.

Tab.II.3.1 suite- Compilation des données AQUITYP pour 6 typologies (MOL:molasse, CAR: carbonates, FLY:flysch, EVA: évaporites, GNE: gneiss et granite, QUA: quaternaire) et compilation de tous les aquifères (AQU). Nval: nbre de valeur, 0.1: centile à 10%, 0.5: centile à 50% (médiane), 0.9: centile à 90%. l.d.:limite de détection et Pa: précision analytique.



III. Sites échantillonnés

Nous présentons ici les différents sites étudiés et les points d'échantillonnage. Nous avons choisis de les présenter par types de sites plutôt que par environnement géologiques ou type de pollution, car il s'agit du dénominateur commun qui prête le moins à discussion.

1. Les décharges urbaines

1.1. Décharge urbaine en plaine alluviale de CHA (Suisse)

1.1.1. Situation

a.) Description du site, bref historique

Le site de CHA se situe sur un plateau qui domine la rive gauche du Rhône, au *nord-ouest* du village de Bernex (canton de Genève). La décharge occupe d'anciens "Nants" ou vallons profonds creusés par de petits cours d'eau qui drainaient les eaux superficielles en direction du Rhône. Il s'agit des Nants de Châtillon, Lanance, Borbaz et Lagnon (Fig.III.1.1 et 1.2).

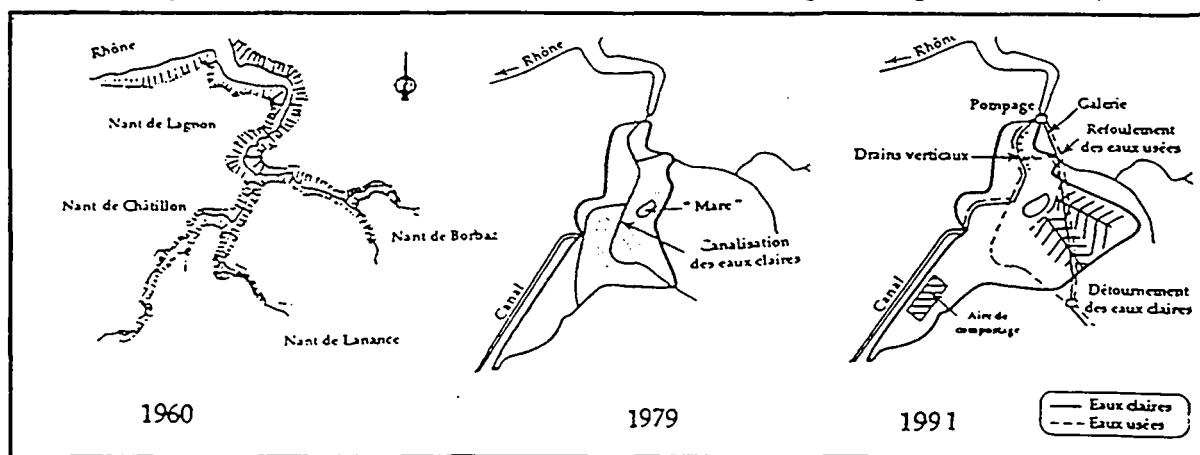


Fig.III.1.1.1- Étapes de la décharge (tiré de Stämpfli, 1991)

La décharge a été ouverte en 1961 pour pouvoir éliminer les déchets produits sur le territoire genevois. Elle reçoit alors des OM brutes, des scories d'incinération (à partir de 1966), des objets encombrants, des boues de STEP ainsi que des résidus de l'industrie chimique et des hôpitaux (tab.III.1.1.3 et fig.III.1.1.4). Les déchets sont déposés directement sur le fond des vallons, sans aménagement particuliers, si ce n'est la mise sous conduite des ruisseaux au fur et à mesure de l'avance de la décharge. Les études géologiques entreprises en 1964 et 1968 ainsi que l'étude hydrogéologique faisant suite aux forages CHA-1 et CHA-2 en 1978 par le Service cantonal de géologie ont montré que le percolat de la décharge polluait la nappe voisine

ainsi que les Nants aboutissant dans le Rhône. La réalisation de nouveaux forages en 1981 (CHA-3 et 4) permet de préciser la géologie des Nants de Lagnon et de Châtillon.

En 1983 et 1984, un réseau de drainage est mis en place, permettant la séparation des eaux superficielles, qui sont conduites directement au Rhône, et des percolats, qui sont acheminés par pompage à la station d'épuration d'Aire (CHA-7). Les piézomètres CHA-5, 6 et 8 sont forés à la même époque. En 1986 et 1989, le réseau de surveillance de la nappe est complété par le forage et l'équipement des piézomètres CHA-9, 10, 11, 12 et 13.

Divers travaux sont encore réalisés jusqu'à 1991 pour améliorer la récolte des percolats (Schmutz, 1991). Le Nant de CHA est dérivé par un canal en amont de la décharge, et le Nant de Borbaz est détourné dans une galerie. Une nouvelle zone de dépôts est aussi réalisée en direction de l'est, avec fond étanche et drainage des percolats. Jusqu'à cette date, les OM (brutes ou incinérées), les déchets encombrants, les déchets de jardin et les boues de STEP sont toujours mis en décharge.

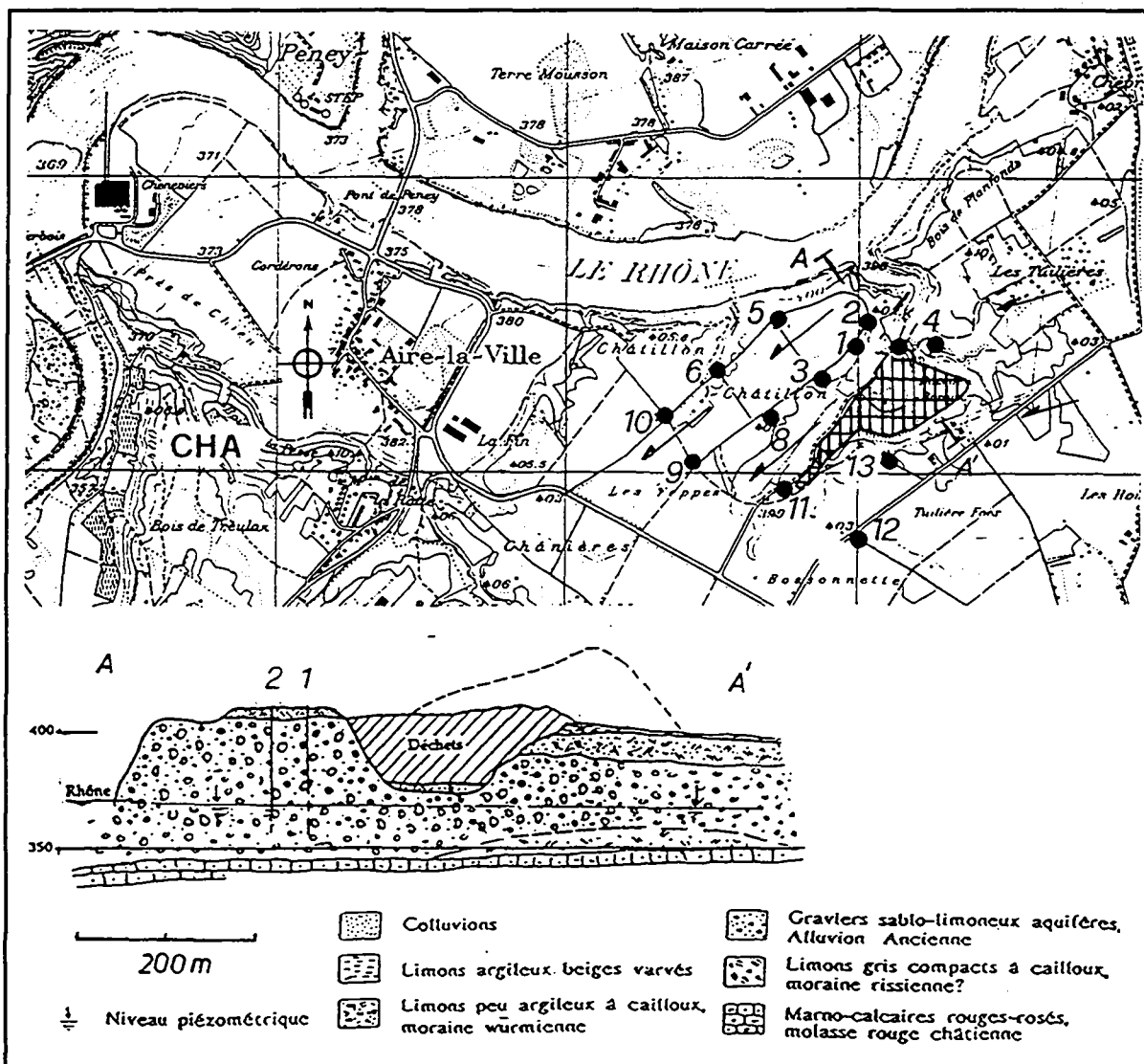


Fig.III.1.1.2- Situation du site CHA au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) et coupe schématique (d'après Gentizon 1989, modifié). Les flèches indiquent la direction d'écoulement de la nappe.

A partir de 1991-92, une aire de compostage permet de recevoir les déchets organiques et toutes les OM sont incinérées. Les déchets encombrants sont progressivement triés et recyclés dans les diverses filières qui se mettent en place dans le canton. Une station de traitement des boues de dépotoirs routiers permet d'éviter leur mise en décharge.

Une nouvelle aire de stockage est réalisée pour les scories d'incinération sur les anciens dépôts, au centre de la décharges, après pose d'un voile d'étanchéité et d'un drainage. C'est la dernière zone encore en activité de ce site. Les percolats recueillis sur ce site sont aussi acheminés dans la station de pompage.

b.) Classes de déchets

Dans son travail, Gentizon cite une étude du bureau CSD qui donne la répartition pondérale des déchets déposés à CHA entre 1961 et 1988. Nous en avons extrait un volume (tab.III.1.1.3) en se basant sur les masses volumiques respectives des déchets compilées par Struillou (1995), ainsi que par Del Greco et Oggeri (1993, en tenant compte d'une erreur d'un facteur 10 sur les chiffres présentés dans le tableau p. 1424 des actes de Sardinia'93!).

Type de déchets	quantité (tonnes)	masse volumique (t / m ³)	volume (m ³)
OM brutes	466'200	0.5	932'400
OM incinérées	592'200	1.5	394'800
Boue de la STEP	187'200	1.1	170'182
Déchets de l'industries	16'200	1.3	12'462
Résidus liquides	201'600	1.1	183'273
Inertes	336'600	1.8	187'000
Total	1'800'000	0.9	1'948'655

Tab.III.1.1.3- Répartition des déchets mis en décharges à CHA.

Le volume global estimé à partir des tonnages correspond approximativement au volume estimé de la décharge, soit environ 2 millions de m³ (épaisseur moyenne de 18 m, surface de 112'000 m²). Les OM brutes occupent une part importante du volume, ceci pour un tonnage minime. La quantité de déchets industriels ou apparentés est faible, même si elle est probablement un peu sous-estimée. Les caractéristiques des OM de la région genevoise ont fait l'objet d'une étude en 1991 (citée dans Du Pasquier).

La figure III.1.1.4. présente les proportions respectives des différents composants soit les métaux (ferreux et non ferreux), les plastiques, les éléments fins et divers, les inertes (verre, déchets minéraux), la cellulose (papiers, cartons, bois et textile) et les organiques (déchets de cuisines, végétaux).

Le recensement effectué par l'OFEP au niveau Suisse figure en regard de la composition des OM genevoises. Les classes de déchets ont été uniformisées pour en faciliter la comparaison. La confrontation des deux enquêtes ne fait pas apparaître de divergence importante. On notera tout de même une proportion un peu plus élevée en plastique et en divers dans la poubelle du "suisse moyen" que dans celle du genevois.

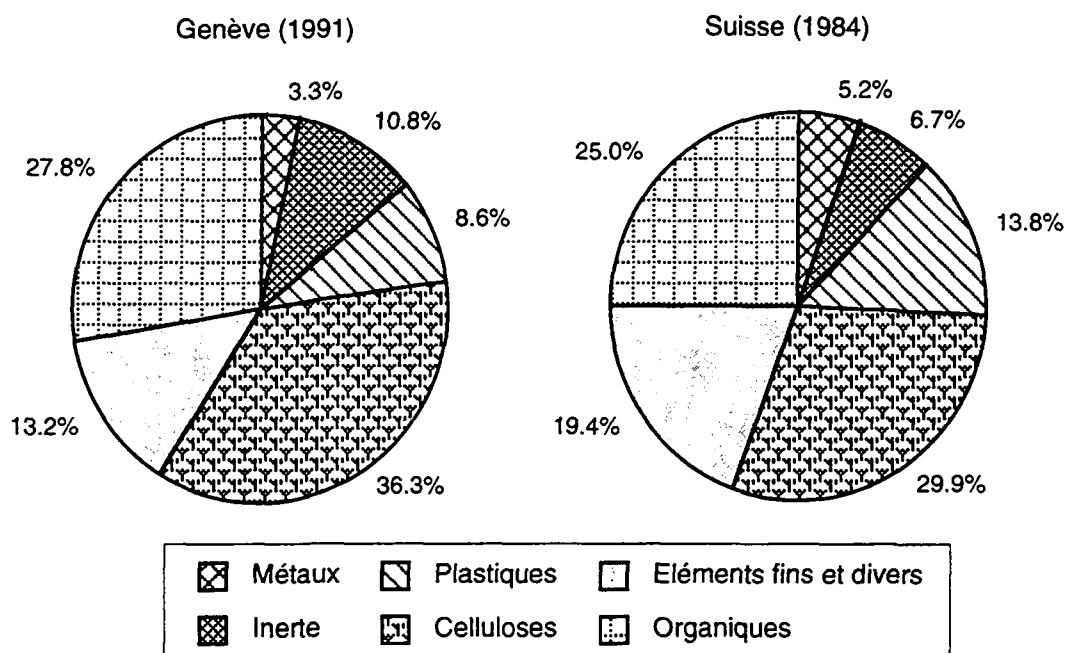


Fig.III.1.1.4- Composition des ordures ménagères à Genève (tiré de Du Pasquier, 1991) et en Suisse (OFEFP, 1984).

c.) Situation géologique régionale

Le soubassement rocheux de la région de Bernex est constitué par la Molasse oligocène. La partie supérieure de cette formation est datée du Chattien. Elle est composée d'une alternance de marnes et de marno-calcaires rougeâtres, de grès silteux et de marnes bigarrées (Parejas, 1938, Amberger, 1971). De profonds vallons ont été entaillés dans ce soubassement par l'érosion à la fin du Tertiaire. Lors des retraits glaciaires, ces sillons ont été comblés par des terrains fluvio-glaciaires et glaciaires (Amberger, 1978).

Les forages et travaux souterrains entrepris dans la région genevoise permettent de synthétiser la succession lithologique du Quaternaire. On se gardera toutefois de considérer que ce schéma est applicable uniformément dans toute la région, les dépôts pouvant avoir localement une grande hétérogénéité (Deriaz et al, 1976).

Le soubassement rocheux molassique est recouvert par des dépôts de limons gris, compacts, à nombreux cailloux, généralement attribués au retrait glaciaire du Riss. Au-dessus, "l'Alluvion ancienne" constitue le principal dépôt Quaternaire de la région. Cette formation est composée d'une alternance de galets et de graviers à matrice sablo-limoneuse comprenant des niveaux fortement cimentés par de la calcite et de nombreuses lentilles sableuses.

Les variations latérales et verticales sont rapides, reflétant le mode de dépôts en "sandur": transport et dispersion du matériel par les petits émissaires circulant en aval du glacier, au gré des crues et des étiages saisonniers. L'âge précis de cette formation n'est pas connu mais date vraisemblablement de l'interstade Riss-Würm. L'épaisseur de l'Alluvion ancienne varie entre une dizaine de mètre à plus de 100 mètres d'épaisseur (Amberger en 1978).

Des dépôts de limons argileux beiges, à cailloux surmontent progressivement l'Alluvion ancienne. Ce terme de transition se termine généralement par des argiles beiges et varvées attribuées au retrait du glacier du Würm. Sur le fond des Nants et au pied des versants, des colluvions de faibles épaisseurs constituent les dépôts les plus récents.

d.) Situation hydrogéologique régionale

La molasse constitue la base régionale de l'aquifère lié aux graviers de l'Alluvion ancienne. L'épaisseur de la zone saturée oscille entre 15 et 20 m. Il s'agit d'un aquifère libre, phréatique, souvent alimenté par les cours d'eau. Cet aquifère régional se subdivise en différentes nappes liées aux sillons graveleux et à la morphologie du toit de la Molasse. Dans la région de Bernex, on distingue au nord la nappe du Rhône et plus au sud la nappe de l'Arve. Cette dernière, décrite par Amberger et al (1981) débute à Carouge et s'écoule d'est en ouest en suivant l'ancien cours de l'Arve pour rejoindre le Rhône au niveau de Chancy.

Le site de CHA est situé en bordure de la nappe du Rhône. Cette nappe est influencée par les infiltrations du fleuve et subit donc les effets de la régulation du cours de celui-ci par le barrage de Verbois. Les amplitudes saisonnières sont très faibles (environ 75 cm) sauf en cas de vidange du barrage.

e.) Situation géologique et hydrogéologique locale

La décharge occupe les vallons qui ont recoupés la formation de l'Alluvion ancienne. L'épaisseur des dépôts graveleux est de 50 mètres sur les côtés de la décharge et elle n'est que d'une trentaine de mètres sous les déchets. A la confluence des Nants, les déchets reposent sur des colluvions fins de quelques mètres d'épaisseur. La zone non saturée sous la décharge est d'environ 8 mètres.

La nappe est caractérisée par une épaisseur moyenne de 20 m, une perméabilité globale comprise entre 0.5 et 2.5×10^{-3} m/s, un gradient d'environ 0.2 %, une grande extension latérale (env. 1 km) et une direction générale d'écoulement vers le *sud-ouest*. (fig.III.1.1.5). Cette direction d'écoulement peut toutefois être fortement modifiée lors de la vidange du barrage de Verbois. Cette opération, qui a lieu en général tous les trois ans, provoque un changement temporaire de la direction des écoulements du *nord* vers le *sud*.

Le niveau de la nappe au piézomètre CHA-4 en amont du site, oscille d'environ 1 m, avec un maximum au printemps et un minimum au milieu de l'été. Tous les niveaux des piézomètres varient de manière similaire au cours du cycle hydrologique. La pluviométrie annuelle moyenne est de 960 mm.

Les mesures au moulinet de forage entreprises par Gentizon (1989) dans les piézomètres CHA-5, 6 et 8 ont confirmé la grande hétérogénéité de l'aquifère. La présence de petits niveaux cimentés et de niveaux de graviers très perméables conditionnent les écoulements souterrains,

créant des cheminement horizontaux préférentiels mais discontinus. Les perméabilités calculées à partir des mesures du moulinet en pompage à CHA-5 et 6, sont d'environ 0.5×10^{-3} m/s.

Des essais de pompages ont aussi été réalisés dans les piézomètres CHA-6 (26 h) et CHA-11 (46 h). Ils ont livré des perméabilités élevées d'environ 1×10^{-3} m/s, la perméabilité étant un peu plus faible à CHA-6 (0.5×10^{-3} m/s). La transmissivité, 1×10^{-2} m²/s, est par contre similaire dans les deux piézomètres. Des essais de même nature (pompage de 150 l/mn) ont été tentés sans succès dans les piézomètres CHA-8 et 13, ce qui tend à indiquer que la transmissivité peut être localement beaucoup plus faible.

1.1.2. Caractérisation de la pollution de la nappe

Gentizon a résumé l'état de pollution des eaux souterraines en définissant quatre groupes en fonction de la TSD et du dépassement de 9 paramètres par rapport à une valeur typique des eaux souterraines de la région. Ces valeurs typiques ont été fixées sur la base des analyses des eaux du Rhône et des eaux au puits de Peney (pour Na, K, Mg, NH₄, HCO₃, SO₄, Cl, NO₃, DOC). La répartition des piézomètres au sein des 4 zones ainsi définies était la suivante:

- zone 1 (TSD >1000 mg/l): CHA-3, tous les paramètres considérés ont des teneurs anormales.
- zone 2 (TSD 600-900 mg/l): CHA-8 et CHA-9 et éventuellement CHA-11, 12 et 13 (les analyses étaient en cours), la majorité des paramètres a des concentrations anormales.
- zone 3 (TSD 400-600 mg/l): CHA-1 et CHA-10, plusieurs paramètres dépassent les limites considérées comme naturelles.
- zone 4 (TSD 350-450 mg/l): CHA-4, CHA-2, CHA-5 et CHA-6, les paramètres ont des concentrations normales.

La décroissance de la pollution en fonction de l'éloignement de la décharge est mise en évidence par le chimisme qui évolue d'une composition de type "bicarbonate - chlorure - sodium - ammoniacale" (percolat) à une eaux souterraines de type bicarbonatée - calcique. L'infiltration des eaux du Rhône influence nettement les points CHA-2, 5 et 6 en provoquant une diminution des concentrations en macro-composants.

Le percolat a la conductivité la plus élevée, avec des oscillations comprises entre 4'500 et plus de 6'000 μ S/cm. Les eaux manifestement influencées par la décharge ont des conductivités comprises entre 600 et plus de 3'000 μ S/cm (CHA-3, 9, 11 et 12).

En dessous de 600 μ S/cm les eaux de la nappe sont faiblement influencées par la décharge, ou l'influence est atténuée par l'infiltration des eaux du Rhône (conductivité < 200 μ S/cm). Les points CHA-1, 2, 4, 5, 6 et 10 représentent ces eaux.

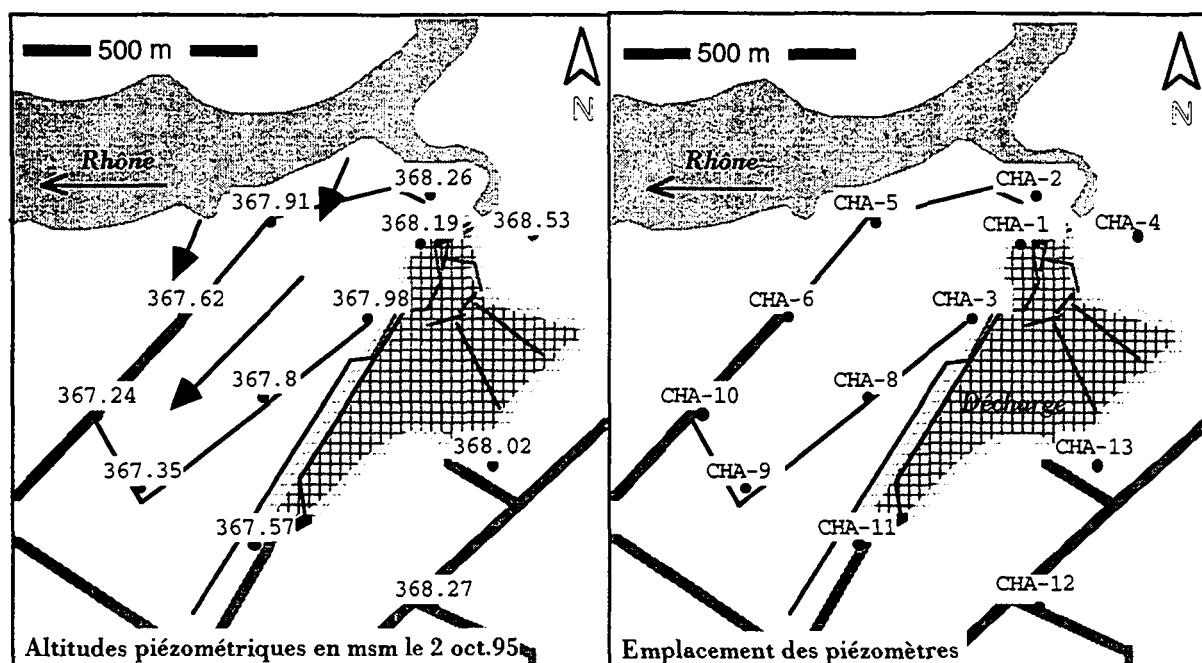
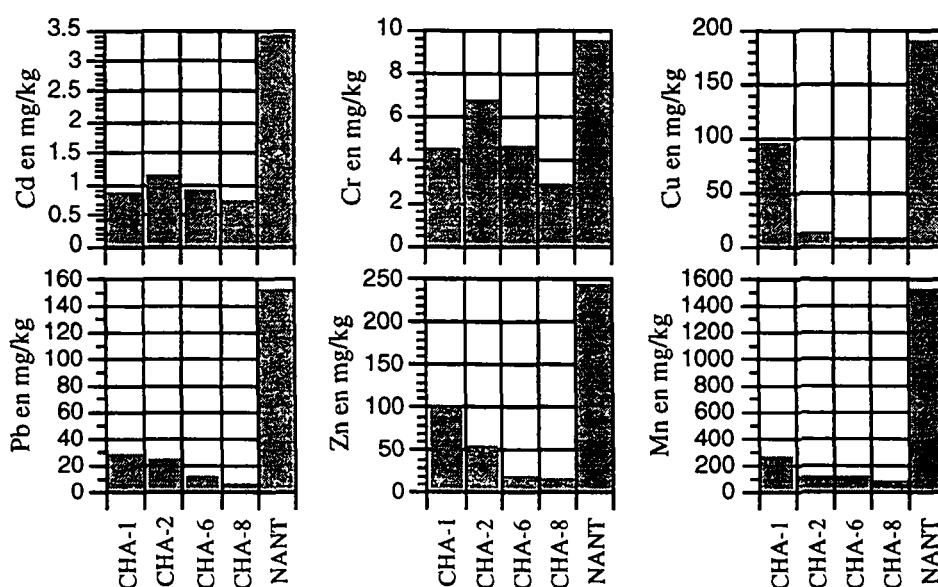


Fig.III.1.1.5- Altitude piézométrique, direction générale des écoulements (flèches) lors du prélèvement le 2 octobre 1995 et désignation des piézomètres.

Nous ne disposons pas d'indications sur les teneurs en trace dans les eaux avant notre campagne de prélèvement. Par contre Gentizon (1988) a effectué des mesures sur les sédiments de 4 piézomètres (CHA-1, 2, 6 et 8) et sur ceux du Nant de CHA. Six métaux ont été analysés: Cd, Cr, Cu, Pb, Zn et Mn (tab.III.1.1.6).

Les concentrations les plus élevées ont été observées dans les sédiments du Nant, ce qui n'a rien d'étonnant puisque les percolats s'y sont déversés jusque vers 1983.



Tab.III.1.1.6- Teneurs en métaux mesurées dans les sédiments en 1988 par Gentizon.

Pour le Pb, le Zn, le Cu et dans une moindre mesure pour le Mn contenus dans les sédiments des piézomètres, les teneurs décroissent avec l'éloignement de la décharge, sauf pour CHA-8 qui conserve des concentrations relativement faibles. Les concentrations en Cd et Cr évoluent peu d'un piézomètre à l'autre.

Aucune substance organique n'a été analysée dans le cadre des travaux effectués par Gentizon en 1988 et 1989 ou lors de nos propres prélèvements. L'odeur d'hydrocarbure qui se dégage du percolat ou de l'échantillon CHA-3 indiquent que ces polluants sont bien présent dans et autour du site de décharge. Par contre, l'analyse du carbone organique dissout permet aussi d'appréhender la charge organique aux différents points de la nappe. Les gammes de concentrations en carbone entre 1 et 100 mg/l permettent de retrouver les groupes déjà observés l'aide de la TSD. Les valeurs les plus élevées sont observées au point CHA-3 (> 20 mg C / l).

1.1.3. Observations lors de la campagne d'analyses GEOLEP

Tous les prélèvements ont eu lieu le 2 octobre 1995. Les eaux ont été prélevées dans les piézomètres à l'aide d'un préleveur en inox. Les eaux ne présentent pas de turbidité visible à l'oeil nu.

a.) Points de prélèvements des échantillons

Le réseau de surveillance mis en place autour de la décharge se compose de 13 points de prélèvement numérotés de 1 à 13, le n° 7 désignant la station de pompage où les percolats sont réunis (fig. III.1.1.7). Tous les piézomètres sont en PVC de Ø 2", 4" ou 4"1/2.

A l'exception du piézomètre CHA-8 qui est situé dans des terrains limono-argileux peu perméables, tous les points de prélèvement sont situés dans l'Alluvion ancienne.

Les piézomètres n'atteignent pas tous la base de la nappe et ils sont crépinés sur toute la partie qui recoupe l'aquifère.

Le piézomètre CHA-4 est implanté à environ 100 m à l'amont de la décharge et des Nants, il s'agit donc d'un point représentatif de la nappe alimentée par les infiltrations météoriques directes (référence locale). Les points CHA-1, 3, 8, 9 et 11 se situent tous en bordure du site de décharge et en aval des écoulements.

Les points CHA-6 et CHA-9 sont situés au *nord ouest* du site et sont influencés par les infiltrations du Rhône, tout comme le point CHA-2 qui se trouve à environ 150 m en aval du bras des Nants réunis.

Les points CHA-12 et 13 se situent au *sud* du site un peu latéralement par rapport à la direction normale des écoulements. Ils sont par contre dans l'axe principal des écoulements lors des opérations de vidange du barrage de Verbois.

b.) Les mesures in-situ

Le percolat a évidemment des caractéristiques particulières bien différentes des eaux souterraines: conductivité élevée (plus de 5'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et très basses teneur en oxygène dissout (moins de 2 mg O_2/l). Son pH est alcalin (7,8) pour un Eh à env. 260 mV, ce qui semble indiquer que du point de vue des équilibres redox le percolat est indifférent, ni réducteur, ni oxydant (Rodier).

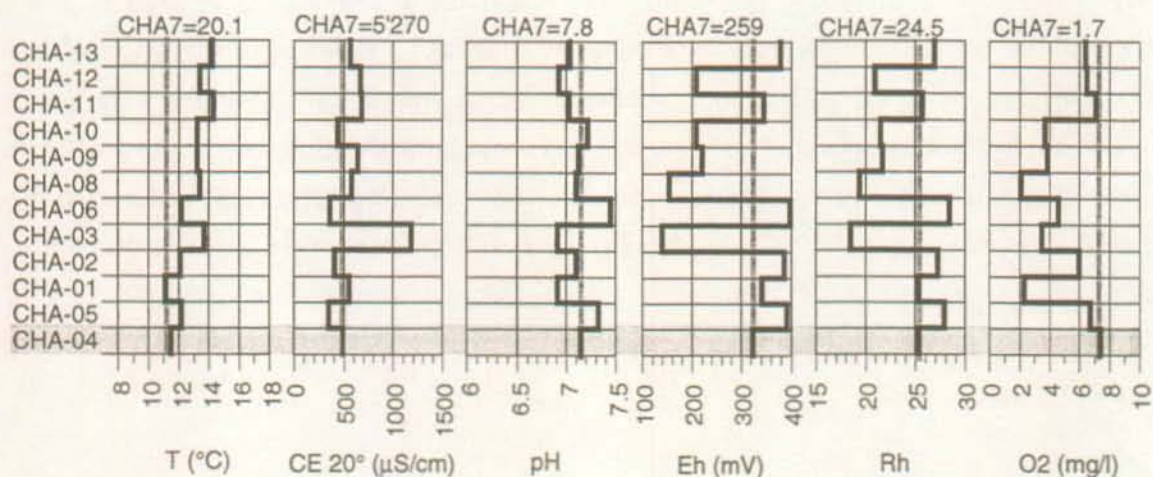


Fig.III.1.1.7- Valeurs des paramètres in situ sur le réseau de CHA (le trait vertical gris indique la valeur mesurée à la référence amont CHA-4, CHA7: valeur mesurée dans le percolat)

L'influence de la décharge sur les points de prélèvements dans la nappe est manifeste sur CHA-3, le piézomètre le plus proche du site, où la conductivité est deux fois plus élevée qu'en amont du site (Fig.III.1.1.7).

La CE mesurée aux points CHA-8 et 9 lors de notre campagne montre une baisse de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ par rapport aux dernières observations de Gentizon (1989). Il n'y a pas de changement significatif sur les autres points.

Le Rh indique une tendance réductrice aux points CHA-3 et CHA-8, et une tendance légèrement oxydante aux points CHA-5, 2, 6, 11 et 13, les autres points étant à l'équilibre.

Les mesures de l'oxygène dissout montrent des teneurs anormalement basses aux points CHA-1, 8, 3, 9 et 10. Sur ces points, les valeurs sont deux fois plus basses que sur les eaux de la nappe (7 mg O_2/l à CHA-4).

c.) Choix des référentiels

La situation des points échantillonnés et les mesures in situ permettent de distinguer plusieurs points particuliers.

Le percolat

CHA-7, prélevé à la station de pompage, est un percolat au sens strict, puisqu'il est drainé à la base des déchets, avant son introduction dans les eaux souterraines. Rappelons que ce percolat est le mélange des percolats de l'ancienne décharge d'ordures ménagères et de la décharge actuelle, qui reçoit des scories et cendres d'incinération.

Le référentiel local

CHA-4 est situé en amont de la décharge et suffisamment loin du fleuve pour ne pas être influencé par des infiltrations directes. Il peut être considéré *a priori* comme étant représentatif de l'aquifère local peu anthropique. Cette référence locale est comparée à la médiane AQUITYP-Quaternaire. Cette référence externe a un chimisme global similaire à celui de la nappe en amont de la décharge (bicarbonaté calcique) et représente la compilation d'aquifères de même nature (nappe alluviale du Plateau). Le FcE (rapport teneur CHA-4 sur teneur de la référence externe) met en évidence une série d'anomalies importantes (tab.III.1.1.8). Les anomalies les plus importantes sont essentiellement liées aux métaux de transitions de la première ligne.

	FcE	Q-50%	CHA-4		FcE	Q-50%	CHA-4
Mn [mg/l]	>100	0.0001	0.32	Li [µg/l]	10	1.1	11.2
Fe [mg/l]	>100	0.0023	3.07	Ni [µg/l]	27	0.4	10.4
Sr [mg/l]	5	0.191	0.915	Rb [µg/l]	61	0.1	4.9
				Sc [µg/l]	12	0.1	0.6
Al [µg/l]	>100	5.1	983.4	Se [µg/l]	>100	0.0	1.4
B [µg/l]	2	19.0	35	Ti [µg/l]	>100	0.0	9.6
Ba [µg/l]	3	31.4	83.1	U [µg/l]	4	0.7	2.6
Br [µg/l]	4	12.1	44.8	V [µg/l]	31	0.2	5.9
Co [µg/l]	76	0.2	11.4	W [µg/l]	>100	0.0	0.7
Cr [µg/l]	10	0.8	7.7	Zn [µg/l]	6	9.6	57.9
Cu [µg/l]	16	1.6	26.4	Zr [µg/l]	>100	0.0	0.1

Tab. III.1.1.8- Facteur FcE pour la référence locale CHA-4. Souligné: origine géogène possible.

Les anomalies en Rb, Li, Sr et Sc, peuvent s'expliquer par une influence géogène, les concentrations observées à CHA-4 étant inférieures aux centiles 90% observés sur le réseau AQUITYP. Par contre, pour les autres éléments, les concentrations sont telles qu'elles ne peuvent s'expliquer que par une contamination. Une contamination de l'échantillon par le préleveur (acier inox) ou le tube piézométrique (PVC), peut être écartée, les tests effectués par Parriaux et Bensimon (1990) n'atteignent jamais les concentrations que nous observons.

Compte tenu de ces teneurs élevées et de la position du point CHA-4, qui est à l'écart de zone industrielle ou de centre urbain, la seule origine possible de cette contamination est la décharge elle-même! Dans ce cas de figure, plusieurs possibilités peuvent être envisagées:

- La diffusion moléculaire: un simple calcul permet d'écarter cette hypothèse. En admettant un coefficient de diffusion de 10^{-9} m²/s (valable pour des terrains argileux!), il faudrait près de 3'000 ans pour parcourir la distance qui sépare la décharge du piézomètre.

- Un flux orienté *nord - sud*: compte tenu des hétérogénéités locales qui caractérisent l'Alluvion ancienne, une telle possibilité est envisageable, bien que les niveaux piézométriques mesurés dans le secteur ne permettent pas de justifier une telle direction d'écoulement. Par ailleurs, en envisageant une relation assez directe entre la décharge et le piézomètre CHA-4, des anomalies plus importantes et plus nombreuses devraient être observées, notamment en tritium.

- La dernière possibilité est qu'une contamination indirecte ait lieu par l'intermédiaire du Nant de Châtillon où le percolat a été déversé durant de nombreuses années. L'analyse des sédiments effectuée par Gentizon montre que de nombreux métaux ont été retenus dans ces dépôts (voir plus loin).

En se penchant sur les niveaux respectifs des piézomètres et du Nant de Châtillon on constate qu'un flux *nord - sud* peut parfaitement avoir lieu en condition normale, la différence de niveau étant de 50 cm pour une distance inférieure à 100 m. Cette direction d'écoulement est même généralisée sur l'ensemble de la nappe lors de la remise en eau du barrage après la vidange trisannuelle (Gentizon, 1988).

Cette relation Nant - CHA-4 permet d'expliquer pourquoi les anomalies sont liées essentiellement à des métaux, éléments qui ont été fixés par les sédiments et qui sont progressivement remis en solution.

Malgré cette contamination, les teneurs en CHA-4 restent toujours parmi les plus basses de la région, ce qui nous a conduit à conserver ce point comme référence locale. Le point CHA-5 a été écarté en raison de la forte influence du Rhône.

d.) Les macro-composants

En considérant les macro-composants individuellement, on constate que le point CHA-3 se distingue par des teneurs presque toujours plus élevées que le reste de la nappe.

Les chlorures présentent une forte anomalie au point 3, avec une teneur dépassant 60 mg/l. CHA-2, 5, 6 et 10 ont des teneurs proches de la référence locale (20 mg/l).

Les teneurs en sodium suivent une évolution similaire à celle des chlorures, avec une forte anomalie au point CHA-3 (Fig.III.1.1.9).

Le calcul des FcL (basés sur la référence locale CHA-4) font ressortir une série d'autres anomalies liées au macro-composants (tab.III.1.1.10).

Le potassium a des teneurs élevées aux points CHA-3 (plus de 3 fois la teneur de référence de 1 mg/l) et CHA-1, 8, 9, 10, 11, 12 ou la teneur est au moins 2 fois supérieure.

Les bicarbonates, qui représentent le macro-composant principal du percolat, ont une concentration trois fois plus élevée à CHA-3 qu'au point de référence. Bien que nettement plus faibles (>100 mg/l), les écarts visibles à CHA-9, 11 et 12 pourraient aussi être lié à la décharge.

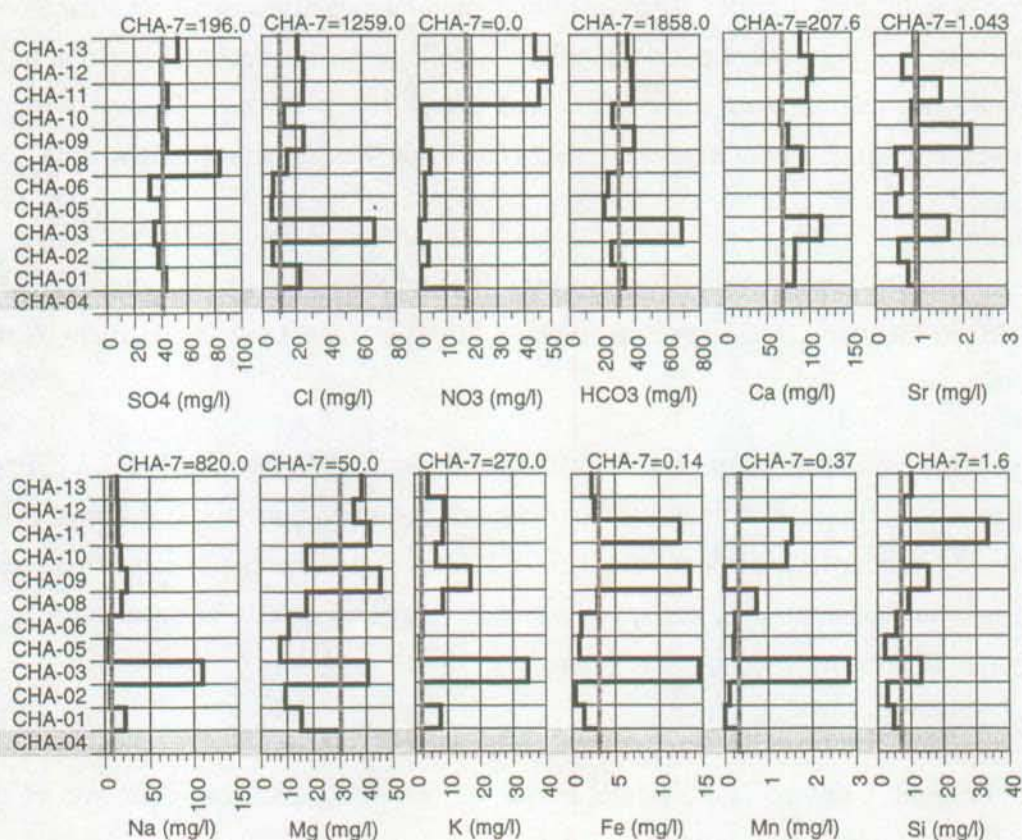


Fig.III.1.1.9- Concentrations des macro-composants aux différents points échantillonnés. Les valeurs mesurées dans le percolat (CHA-7) figurent au haut de chaque graphique (en mg/l). Le trait gris vertical indique la valeur mesurée à la référence locale (CHA-4).

Les points CHA-3, 8, 11 et 12 ont des teneurs en calcium un peu plus élevées que la référence locale. On ne peut toutefois pas parler d'anomalie, les plus hautes teneurs mesurées étant similaires à la référence externe.

	CHA-7	CHA-1	CHA-2	CHA-3	CHA-8	CHA-9	CHA-5	CHA-6	CHA-10	CHA-11	CHA-12	CHA-13
	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
K [mg/l]	>100	4	1	16	4	8	1	1	3	4	4	2
Na [mg/l]	>100	3	1	14	2	3	1	1	2	2	2	2
Mn [mg/l]	1	0	0	9	2	0	1	1	4	5	1	1
Cl [mg/l]	>100	2	1	6	1	2	1	1	1	2	2	2
Fe [mg/l]	0	0	0	5	1	4	0	0	1	4	1	1

Tab. III.1.1.10- Facteur FcL par rapport à la référence locale CHA-4, CHA-7 percolat.

En dehors du point CHA-8, les concentrations en sulfates sont voisines de celles des eaux en amont de la décharge ou des eaux du Rhône (40 à 50 mg/l).

Dans le temps, seuls CHA-1, 2, 3 et surtout CHA-8 ont présenté des variations importantes (Gentizon 1988). A CHA-8, la teneur en sulfates a chuté au-dessous de 10 mg/l en été 1985, puis est remontée pour culminer à 200 mg/l en hiver 1987, avant de descendre à nouveau pour se stabiliser autour de 80 mg/l. Gentizon (1988) explique la dernière baisse des teneurs aux points CHA-1, 2, 3 et 8 par une réduction des sulfates en sulfites qu'il attribue à l'augmentation de la pollution. Cette interprétation ne permet toutefois pas d'expliquer pourquoi aucune diminution n'a été observée au point CHA-9 qui est aussi influencé par la décharge comme nous l'indique l'anomalie en chlorures.

Christensen (1992a) a bien observé une zone de réduction des sulfates à l'aval de la décharge de Vejen (Danemark) mais de faible extension et discontinue. Il précise que cette zone n'a plus été observée par la suite, ce qui tend à relativiser l'importance des mécanismes de réduction des sulfates. A notre avis, il semble plus probable que la baisse observée en 1987 soit liée aux premières mesures d'assainissement de la décharge. En effet la diminution des teneurs en sulfates entre les percolats et les eaux souterraines peut s'expliquer par les seuls mécanismes de dilution.

La nappe en amont du site de décharge a des concentrations en nitrates voisines de 20 mg/l. Le Rhône, dont les teneurs sont plus basses (1 à 3 mg/l) joue un rôle de dilution bien visible sur CHA-5. Les points influencés par la décharge doivent subir une dénitrification qui abaisse les concentrations à moins de 1 mg/l. Cette baisse ne peut en effet pas s'expliquer par le mélange des eaux de la nappe et du percolat, car dans ce cas le résultat devrait être similaire à ce qui s'observe à CHA-5, percolat et eaux du Rhône ayant à peu près la même teneur.

Contrairement à la réduction des sulfates, la réduction des nitrates a été largement observée et elle joue un rôle important dans les zones très diluées du panache de pollution (Christensen, 1992). Ce mécanisme explique les teneurs en ammoniacque élevées observées par Gentizon aux points CHA-8, 9 et 10 (1 à 20 mg NH_4 /l) et au point CHA-3 (plus de 50 mg/l).

Le fer et le manganèse pratiquement absents des eaux de la référence externe, sont présents à des teneurs assez élevées dans la référence locale. De telles concentrations avaient d'ailleurs déjà été observées par Gentizon, sans qu'il se prononce sur leur origine. Malgré cette référence locale influencée, les concentrations observées aux points CHA-3 et 11 ainsi qu'à CHA-9 pour le fer et à CHA-10 pour le manganèse sont significativement plus élevées.

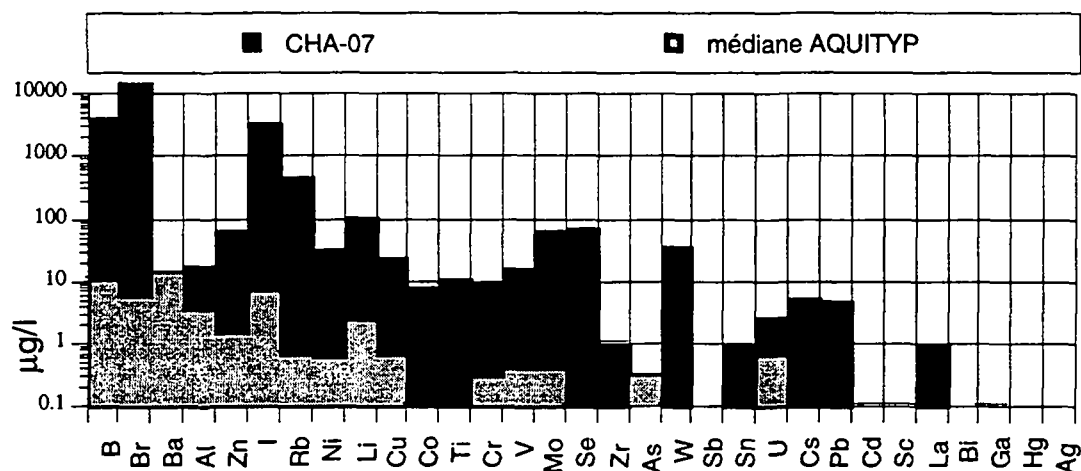
Pour conclure ces observations concernant les macro-composants, il faut constater que seul le point CHA-3 présente des teneurs significativement anormales, pour les différents éléments analysés et ceci par rapport aux références locales et régionales. Si l'on considère les concentrations mesurées sur les autres points autour du site de CHA, indépendamment du contexte local, l'origine de ces teneurs pourraient trouver une explication purement géologique.

e.) Les traces inorganiques

Le percolat

Nos analyses sur le percolat et les eaux souterraines ont permis de distinguer trois principaux groupes de traces.

- Les traces principales dont la teneur est supérieure à 10 µg/l dans le percolat et généralement supérieure à 1 µg/l dans les eaux (tab.III.1.1.11 et fig.III.1.1.13): Br, B, Ba, I, Al, Rb, Zn, Li, (W), Ni, Cu, Se, (Mo), et Cr.
- Les traces accessoires détectées dans tous les échantillons, mais dont les concentrations sont inférieures à 10 µg/l dans le percolat et dans les eaux souterraines: As, Co, V, Ti, La, et U (fig.III.1.1.15).
- Un certain nombre de traces ont été détectées à des teneurs inférieures à 1 µg/l dans le percolat. Il s'agit de Sb, Sc, Zr, Ag, Sn, Hg, Cd, Bi, Ga et Pb. En raison des teneurs proches du seuil de détection dans les percolats, ces éléments n'ont pas été recherchés dans les eaux souterraines, bien que Hg, Cd et Pb soient considérés comme des contaminants majeurs.



Tab. III.1.1.11- Concentrations des éléments détectés dans le percolat (CHA-7) et comparaison avec la médiane AQUITYP-Total.

Les eaux souterraines

Le calcul des FcL mettent en évidence des anomalies assez importantes en traces pour les échantillons CHA-3, 9, 8, 11 est dans une moindre mesure CHA-1, 11 et 13, alors que les points CHA-2, 5 et 12 présentent peu d'anomalies (tab.III.1.1.12).

On note aussi que quelques éléments ne présentent pas d'anomalie dans le percolat par rapport à la teneur dans les eaux: il s'agit de Al, Cu, Cr, Co, V, Ti, La et U.

Le point CHA-5, est le seul qui a des teneurs plus basses ou égales à celles de la référence locale, si l'on excepte As. Ceci est certainement lié à l'effet de dilution par l'infiltration des eaux du Rhône. CHA-2 et CHA-6 subissent aussi une influence du Rhône, mais quelques traces indiquent qu'une influence de la décharge n'est pas exclue: les plus significatives sont Se et Mo.

Le point CHA-3 se distingue par ces concentrations très élevées, généralement trois fois plus importantes que la référence locale, et avec les plus hautes teneurs en Br (0.37 mg/l), B, Rb et Li (fig.III.1.1.13). L'anomalie en Br est bien visible à CHA-3, où la concentration est pratiquement 100 fois plus élevée que dans la nappe de Châtillon.

Les échantillons CHA-8 et 9 présentent une anomalies significatives, bien que beaucoup plus faible (de 80 à 100 µg/l). Le rubidium présente des concentrations similaires, mais dans un ordre de grandeur 10 fois plus bas.

	CHA-7	CHA-1	CHA-2	CHA-3	CHA-8	CHA-9	CHA-5	CHA-6	CHA-10	CHA-11	CHA-12	CHA-13
	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
Br [µg/l]	97	1	1	8	2	2	1	1	1	2	1	1
B [µg/l]	52	2	1	11	5	3	1	1	2	2	1	2
Ba [µg/l]	10	3	2	6	2	7	1	1	3	4	3	2
I [µg/l]	>100	5	1	3	3	1	1	3	1	2	2	1
Al [µg/l]	0	1	0	4	2	4	0	1	3	4	1	0
Rb [µg/l]	53	1	0	6	2	3	0	1	2	1	0	1
Zn [µg/l]	4	1	2	5	9	2	0	1	1	1	1	7
Li [µg/l]	11	1	0	3	2	3	0	1	2	3	1	2
Ni [µg/l]	2	2	0	2	2	10	0	1	2	3	1	1
Cu [µg/l]	0	1	0	4	2	8	0	0	2	2	1	4
Se [µg/l]	9	1	3	3	2	5	0	2	1	4	2	3
Mo [µg/l]	40	3	2	2	2	4	1	2	1	2	1	1
W [µg/l]	55	2	1	2	0	0	0	1	0	0	1	0
Cr [µg/l]	1	0	0	3	1	3	0	1	2	4	1	2
As [µg/l]	> 2	3	1	16	2	52	4	1	4	2	1	1
Co [µg/l]	1	1	0	1	0	4	0	0	1	2	1	1
V [µg/l]	1	0	0	2	1	3	0	0	1	4	1	1
Ti [µg/l]	0	0	0	1	0	1	0	1	1	2	2	2
La [µg/l]	0	2	0	4	3	8	0	2	3	4	1	1
U [µg/l]	0	1	0	1	1	3	0	1	2	1	1	1

Tab.III.1.1.12- Facteur FcL par rapport à la référence locale CHA-4. (CHA-7 percolat).

Les traces principales

Le bore est présent en teneurs au moins deux fois plus élevées à CHA-1, 3, 8, 9 et 10. La même constatation peut être faite concernant le baryum aux points CHA-1, 3, 8, 9, 10, 11 et 12. Pour l'iode, l'anomalie la plus marquée est visible à CHA-3 et des teneurs significativement plus élevées sont observables sur les points 3, 6, 8 et 12. L'anomalie visible

au point CHA-6 qui, comme nous l'avons vu avec les macro-composants, est influencé par le Rhône ne se retrouve pas dans le point CHA-5, le plus proche du fleuve.

L'aluminium est présent en grande quantité dans la nappe en amont de la décharge, avec une teneur voisine de 1 mg/l. Malgré cela, les points CHA-3, 9 et 11 se distinguent avec une teneur plus de 3 fois supérieure, les points CHA-8 et 10 ayant une anomalie un peu moins marquée. Les points influencés par le Rhône ainsi que CHA-13 ont des teneurs significativement plus faibles que la référence locale (CHA-4). Notons encore que la teneur mesurée dans le percolat a une teneur inférieure à la plus part des échantillons d'eau. Dans le réseau AQUITYP, la teneur en Al n'excède pas 50 µg/l. L'origine anthropique de cet élément ne fait donc pas de doute y compris en amont de la décharge.

Le lithium suit un comportement pratiquement identique à Al, mais avec des concentrations 10 fois moins élevées. Les teneurs en Li observées à CHA (30 µg/l) sont comprises dans le domaine de variation des concentrations mesurées sur le réseau AQUITYP. Une origine géogène n'est donc pas exclue.

Le zinc montre des anomalies significatives aux points CHA-3, 8 et 13. Ailleurs, les concentrations sont proches de celle de la référence locale (CHA-4, 58 µg/l).

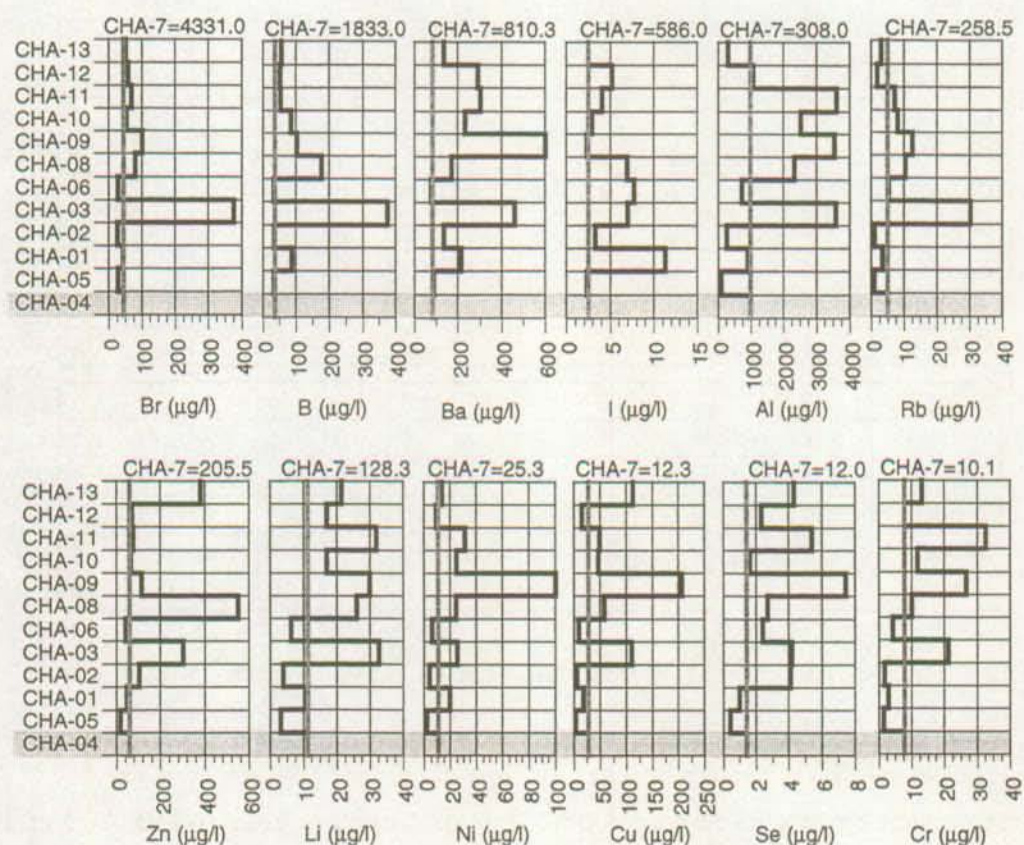


Fig.III.1.1.13- Concentrations des traces principales dans les échantillons prélevés dans la nappe du Rhône. Le trait gris vertical indique la valeur mesurée à la référence locale (CHA-4).

Outre Ba, trois éléments présentent une forte anomalie au point CHA-9: Ni, Cu et Se. Ni et Cu ont un comportement très voisins, avec des teneurs dépassant la référence locale aux points CHA-3, 8, 9, 10 et 11, ainsi qu'au point 13 pour Cu.

Le chrome est présent à des concentrations élevées dans la référence locale (7.7 $\mu\text{g/l}$). Il a certainement une origine anthropique, les teneurs du réseau AQUITYP ne dépassant pas 2 $\mu\text{g/l}$. Malgré cette teneur élevée à l'amont de la décharge, des anomalies nettes apparaissent à l'aval aux points CHA-3, 9 et 11, ainsi que plus faiblement aux points CHA-13, 10 et 8. Le sélénium a des teneurs 3 fois supérieures à la référence locale à CHA-2, 3, 9, 11 et 13.

Notons encore que Mo et W sont généralement présents à des concentrations inférieures à 1 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux souterraines, sauf à CHA-1, 3 et 9.

Il faut souligner que les teneurs en Zn, Ni, Cu, Cr et comme nous l'avons déjà vu, en Al, sont plus faibles dans le percolat que dans la plupart des eaux souterraines. Cette même remarque est valable pour les traces accessoires qui sont examinées ci-dessous.

Les traces accessoires

L'As est pratiquement absent des eaux souterraines en amont de la décharge. En aval, seuls les points CHA-3, 9 et 10 présentent des anomalies vraiment significatives (> 1 $\mu\text{g/l}$).

Le cobalt est déjà présent à des teneurs élevées dans les eaux de références locales (CHA-4, 11 $\mu\text{g/l}$). La teneur observée est aussi plus élevée que la concentration maximale sur le réseau AQUITYP (moins de 7 $\mu\text{g/l}$). La même remarque est valable pour V, Ti et La, la différence avec la référence AQUITYP étant proche d'un facteur 10 pour ces éléments. Malgré ces teneurs élevées en amont du site, des anomalies se marquent sur plusieurs points en aval (CHA-9, 11 et dans une moindre mesure CHA-3). Les points influencés par les infiltrations du Rhône (CHA-5, 2, et 6) montrent une baisse significative des teneurs en Co, V et Ti par rapport à CHA-4. Le La est au contraire assez élevé au point 6.

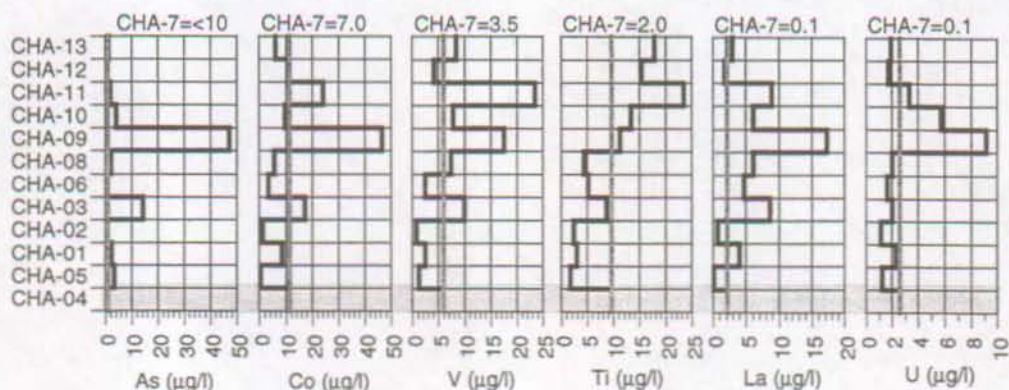


Fig.III.1.1.14- Concentrations des traces accessoires dans les échantillons prélevés dans la nappe du Rhône. Le trait gris vertical indique la valeur mesurée à la référence locale (CHA-4).

Les anomalies en traces accessoires se marquent surtout sur l'échantillon CHA-9 où l'on observe les plus fortes teneurs en As, Co, La et U. Les concentrations y sont d'ailleurs plus élevées que dans le percolat. Le point CHA-3, pourtant fortement influencé du point de vue des traces principales ne se démarque pas clairement par rapport à la référence locale (fig.III.1.1.14).

L'autre point qui se démarque est CHA-11, qui présente des anomalies en Co, V et Ti, avec pour ces deux derniers éléments, les teneurs les plus élevées mesurées dans le groupe d'échantillons "CHA".

f.) Le tritium

Le tritium a été analysé en 1988 par Gentizon sur 4 points (CHA-3, CHA-4, CHA-5 et CHA-10) et sur le percolat qui contenait 8870 UT. Ces mesures ont montré une anomalie importante en CHA-3 (fig.III.1.1.15), avec une teneur voisine de 3'000 UT. Des analyses complémentaires sur les eaux du Rhône et au puits de Peney ont livré des teneurs d'environ 40 UT, correspondant à la teneur observée en amont de la décharge. Nous avons répété ces analyses en 1995, en échantillonnant tous les points et le percolat.

La teneur au point CHA-3 a diminué depuis 1988, passant de 3'000 à 2'100 UT en 7 ans. Cette valeur est compatible avec la période de désintégration du tritium (demi-vie de 12 ans), ce qui montre que les apports en tritium à la nappe ont vraisemblablement cessés depuis cette date.

La diminution dans les mêmes proportions au point CHA-10 (de 330 à 180 UT) permet de le confirmer. Ceci expliquerait aussi pourquoi les points CHA-11 à 12 ne présentent pas d'anomalie en tritium alors qu'ils ont quelques teneurs anormales en traces.

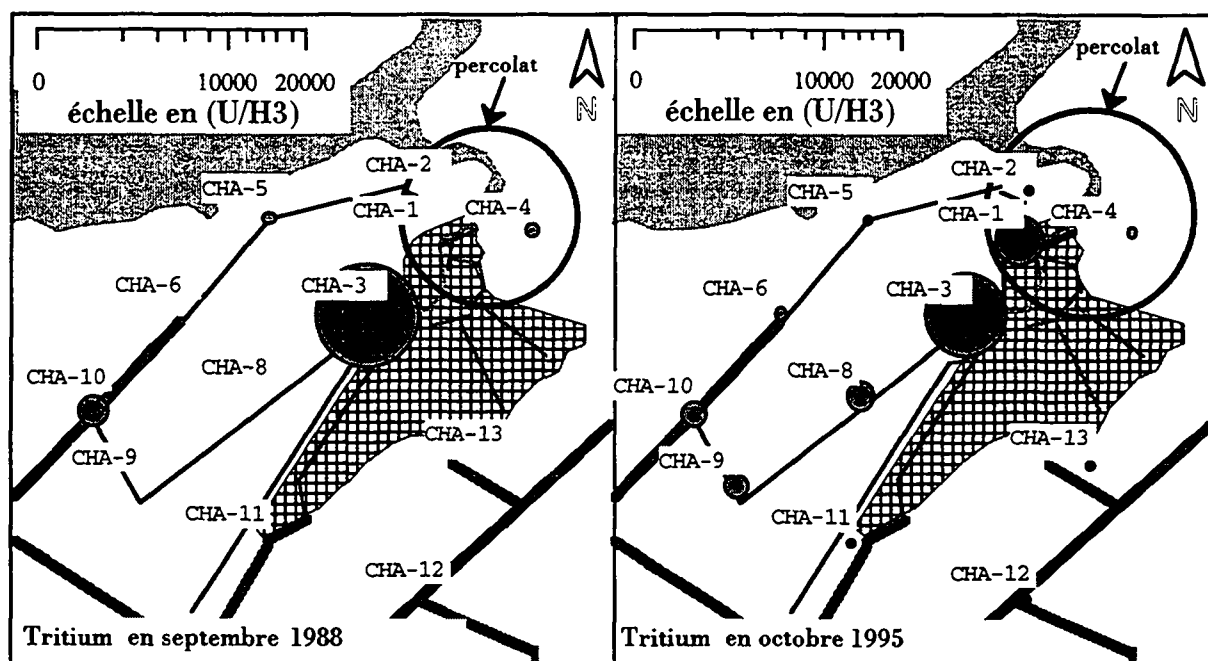


Fig.III.1.1.15- Mesure du tritium en septembre 1988 et en octobre 1995. Valeurs en Unité Tritium (UT). La taille du cercle est fonction de la concentration dans le percolat.

Les teneurs en tritium ont par contre augmenté de façon importante dans le percolat. Ceci conduit à deux hypothèses: soit de nouveaux apports ont été effectués, soit que des produits tritiés ont été libérés récemment. Il a aussi été imaginé que du tritium pouvait être généré par d'autres sources radioactives éventuellement présentes dans la décharge, mais cette hypothèse a dû être écartée, le tritium n'étant produit artificiellement que dans les réacteurs nucléaires au terme de réactions de fissions (L. Araguas, IAEA, com. orale).

Les apports récents paraissent peu probable, car les déchets mis actuellement en dépôt sur le site (cendres et résidus d'incinérations) ne peuvent pas être à l'origine d'une augmentation du tritium. En effet l'essentiel de celui-ci est transformé en gaz et déchargé directement dans l'atmosphère sous forme de HTO (Rozanski et al, 1991).

L'origine du tritium dans les décharges est donc vraisemblablement liée à des produits de consommations contenant du tritium: peinture ou sources lumineuses gazeuses utilisés principalement dans l'horlogerie (Rozanski, 1991). Ces sources représentent annuellement 14'400 TBq (tonnes Becquerel) pour la Suisse (Krejci et Zeller, 1979). L'augmentation de ces teneurs dans les percolats s'explique alors par des apports discontinus, lié à la dégradation des conteneurs de matériel tritié (fûts par exemple) ou encore des produits auxquels le tritium est lié (peintures par exemple). Dans le cas de CHA, une autre explication peut être évoquée: l'amélioration des drainages entre 1987 et 1995 a permis de drainer des quantités plus importantes de tritium, et par conséquent, d'augmenter la charge en tritium.

Des teneurs anormales en tritium sont encore relevées aux points CHA-1, 8, et 9. Les autres points (CHA-2, 5, 6, 11, 12 et 13) ont des teneurs similaires à celles observées en amont de la décharge (env. 30 UT à CHA-4) et correspondent aux teneurs naturelles.

1.1.4. Synthèse du cas

a.) Le site et son environnement

Le site de CHA a reçu principalement 4 catégories de déchets:

- des OM brutes
- des cendres et mâchefers produit par l'incinération des OM et de petites quantités de déchets industriels
- des boues de STEP et de faibles quantités de boues provenant de l'industrie
- des déchets inertes

Le site de "CHA" est caractérisé du point de vue hydrogéologique par un aquifère libre épais d'une vingtaine de mètres.

Les terrains fluvio-glaciaires qui abritent la nappe sont constitués de galets et graviers à matrice sablo-limoneuse, contenant de nombreuses lentilles sablo-graveleuses ou sablo-limoneuses. La perméabilité globale de cette formation est élevée ($k = 0.001$ m/s). La nappe est partiellement alimentée latéralement par les eaux du Rhône. Les eaux de la nappe sont bicarbonatées calciques, légèrement magnésiennes.

Ouverte en 1961 environ, la décharge n'est équipée d'un dispositif de récolte des percolats que depuis 1984. L'actuelle occupation du site diminue fortement les apports d'eaux météoriques dans le corps de la décharge. L'exploitation du site se poursuit dans de nouveaux casiers disposés sur les anciens dépôts de la décharge et équipé de fond étanche et récolte des percolats.

b.) Les mesures et analyses

Les mesures effectuées sur le site amènent aux constatations suivantes:

- Les mesures in-situ permettent de mettre en évidence le point le plus contaminé (CHA-3), mais sinon l'interprétation des mesures sur les autres points reste subjective. La CE et l'oxygène dissout donnent des indications plus sensibles que les mesures de pH et Eh.
- Les macro-composants: hormis à CHA-3, ils ne présentent pas d'anomalie typiquement révélatrice d'une pollution. Potassium mis à part, il est très difficile de mettre en évidence l'influence directe de la décharge sur la plupart des points d'échantillonnage sans confrontation avec la référence locale. Même le Cl qui est un indicateur courant pour le suivi temporel d'une pollution ne permet pas de mettre une anomalie en évidence du point de vue purement spatial. Les concentrations de 20 à 60 mg/l observées sont nettement inférieures à celles observées dans l'aquifère tout proche du delta de l'Aubonne (point Chanivaz du réseau AQUITYP). Fe et Mn mettent en évidence des déséquilibres dans le chimisme de l'eau sur quelques points en aval du site. Ces deux derniers paramètres sont aussi présents en concentrations importantes en amont de la décharge, concentrations qui peuvent toutefois être d'origine géogène.
- Les traces: bien que la référence amont ait été contaminée par des infiltrations du Nant de CHA, lui-même pollué par la décharge, plusieurs traces présentent des teneurs anormales. Les principales traces sont B, Ba, I, Al, Li, Se, Cr, V, La et U. Les autres traces présentent des anomalies isolées comme Br, Ni, Rb, As, Co, Ti, Zn et Cu. La plupart des traces ont une teneur très anormale par rapport à une eau peu anthropique (plus du double), montrant des anomalies, ceci indépendamment de la référence locale.
- Le tritium est un marqueur potentiel intéressant. Les anomalies se marquent bien dans la zone principale du panache. Les zones touchées occasionnellement par des pollutions, comme le secteur sud, ne gardent par contre pas d'anomalies de tritium, alors que des traces inorganiques indiquent une contamination.

c.) Le percolat et les points influencés

• Le percolat est caractérisé par une charge supérieure à 1 mg/l en Br, B et Rb. Il présente d'assez hautes concentrations en As, Se et U qui sont des traces typiques des déchets industriels (Looser et al, 1996). Toutefois les autres traces caractéristiques de ces déchets, comme Bi, Ga, Cs, Cd et Ag ont été décelées dans le percolats à des teneurs proches de la limite de détection de l'HR-ICP-MS. La quantité de déchets industriels mis en décharge est donc certainement faible, ce qui corrobore les estimations citées précédemment. Il faut aussi noter qu'actuellement la teneur en certains éléments est plus basse dans le percolat que dans les eaux souterraines (Sr, Fe, Mn, Si, Al, Zn, Ni, Cu, Cr, As, Co, V, Ti, La et U).

• les eaux souterraines à l'aval de la décharge: Si nous reprenons les zones définies par Gentizon (1988) sur la base des teneurs en Na, K, Mg, HCO₃, SO₄, Cl, NO₃, (NH₄ et DOC nous compris), nous obtenons la répartition suivante:

- zone 1 (TSD >1000 mg/l): CHA-3, tous les paramètres considérés ont des teneurs anormales.
- zone 2 (TSD 600-900 mg/l): CHA-9, 11, 12 et 13, la majorité des paramètres a des concentrations anormales.
- zone 3 (TSD 400-600 mg/l): CHA-1, 8 et 10, plusieurs paramètres dépassent les limites considérées comme naturelles
- zone 4 (TSD 350-450 mg/l): CHA-2, CHA-5 et CHA-6, les paramètres ont des concentrations normales. CHA-4 a une TSD plus élevée (près de 500 mg/l).

La situation semble s'être légèrement améliorée depuis l'étude de Gentizon, le point CHA-3 ayant une TSD moins élevée et le point CHA-2 passant de la zone 3 à la zone 4.

Les points influencés

Le point CHA-3 est le plus touché par la décharge: l'effet du percolat sur les eaux se fait sentir sur tous les paramètres. Il faut préciser que ce point est particulier puisqu'il se trouve près du point de convergence des percolats, ceux-ci ayant abouti dans le Nant situé à moins de 250 m de là pendant plus de 20 ans.

CHA-9 est l'autre point très influencé par la décharge. Il se situe à la convergence entre le panache lié aux anciens déversements de percolat dans le Nant et la pollution qui provient de façon plus diffuse de la partie sud de la décharge. Dans ce secteur, les infiltrations de percolat dans la nappe sont importantes mais diffuses, le drainage étant pratiquement inexistant, constitué uniquement de l'ancien cours canalisé du Nant de Lanance.

Les traces montrent que la nature des contaminations est un peu différente à CHA-9 et à CHA-3 (tab.III.1.1.17). La plupart des traces accessoires se trouvent en effet à des concentrations maximales à CHA-9. Un seul autre point est touché de manière importante par ces mêmes traces: CHA-11. Celles-ci, qui ont pour origine principale les déchets industriels ou spéciaux, proviennent vraisemblablement de la zone ancienne de la décharge située dans le triangle

délimité par CHA-11, 9 et 8. Le "drain" qui se déchargeait autrefois dans le Nant de CHA peut expliquer la présence de traces accessoires, à des concentrations moindres, au point CHA-3.

Le point CHA-8 est moins pollué bien que se situant en bordure de la décharge. Gentizon (1988) évoque la nature géologique particulière de ce point (moraine "rissienne") par rapport aux autres piézomètres situés dans l'Alluvion ancienne pour expliquer cette différence. Les teneurs en tritium nous indiquent qu'effectivement ce point est influencé dans une même proportion que le points CHA-9, alors que le contenu en traces est bien plus faible, ce qui tend à confirmer le rôle de la géologie. Le placage morainique à faible perméabilité que l'on rencontre dans cette partie de l'aquifère divise probablement le panache de pollution d'une part en direction de CHA-10 et d'autre part en direction de CHA-11. Notons encore que CHA-6 semble aussi très légèrement influencé par la pollution.

Sans une modification de la direction des écoulements en raison des hétérogénéités géologiques, il est en effet difficile d'expliquer que ces points aient été touchés uniquement en raison de processus de dispersion. Ces phénomènes sont souvent surestimés comme le montrent les exemples cités par Christensen (1992). Une rapide estimation basée sur l'équation de dispersion citée dans Fetter (1992) nous permet de connaître l'ordre de grandeur de la dispersivité transversale. Nous admettrons la simplification suivante:

$$\sigma_T = (\alpha_T \times 2 \times L)^{1/2} \quad \text{dispersivité transversale}$$

σ_T = écart-type de la dispersion transversale du panache de pollution (en m)

α_T = dispersivité dynamique transverse (coefficient variant de 0.1 à 1 m)

L = distance parcourue par le panache (vitesse x temps).

En prenant dans notre cas la distance CHA-3 à CHA-9 (600 m) comme égale à la distance parcourue par le panache, le résultat montre que la distance transversale maximum au niveau du piézomètre CHA-9 est d'environ 35 m. Un tel phénomène ne saurait entraîner une pollution à CHA-10 puisqu'il se trouve à 180 m de là. Les hétérogénéités de l'aquifère (niveaux cimentés, lentilles graveleuses notamment) jouent donc bel est bien un rôle prépondérant sur la forme du panache de pollution. Cette faible dispersivité permet aussi d'expliquer pourquoi les points CHA-1 et 2 sont très peu touchés par la pollution.

Nous avons déjà mentionné que CHA-11 est influencé de manière assez importante par le panache de pollution. Les deux autres points situés au sud de la décharge sont par contre peu touchés. CHA-13 montre de légères anomalies en traces principales alors que CHA-12 n'est pratiquement pas contaminé, seuls Ba et I ayant des teneurs légèrement anormales. Ces points sont surtout influencés par les apports de la nappe en provenance du *nord - est*, l'influence de la décharge se faisant sentir principalement lors de la remise en eau qui suit la vidange triennale du barrage de Verbois.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
CHA-1	eau souterraine aval	faible	Cl, K, H3	B, Ba, I, Ni, Mo, W, As, La	+
CHA-2	eau souterraine aval	très faible		Ba, Zn, Se, Mo	+
CHA-3	eau souterraine aval	très forte	Cl, HCO₃, Ca, Sr, Na, Mg, K, Fe, Mn, Si, H3	Br, B, Ba, I, Al, Rb, Zn, Li, Ni, Cu, Se, Mo, W, Cr, As, V, La	+
CHA-4	eau souterraine amont référence locale	faibles influences anthropiques par l'intermédiaire du Nant	(Fe), (Mn)	(Br), (B), (Ba), (Al), (Cr), (Se), (Cu), (Zn), (Ni), (La), (Ti), (V), (Co)	+
CHA-5	eau souterraine amont	nulle, influence des eaux du Rhône		(As)	0
CHA-6	eau souterraine amont	très faible, influence des eaux du Rhône		I, La, Se, Mo	+
THO-7	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Cs, Ag	•
CHA-8	eau souterraine aval	moyenne	SO₄, F, Mn, H3	Br, B, Ba, I, Al, Rb, Zn, Li, Ni, Cu, Se, Mo, As, La	+
CHA-9	eau souterraine aval	très forte	Cl, Sr, Mg, K, Fe, Si, H3	Br, B, Ba, Al, Rb, Li, Ni, Cu, Se, Mo, Cr, As, Co, V, La, U	+
CHA-10	eau souterraine aval	faible	Mn, H3	B, Ba, Al, Rb, As, La, U	+
CHA-11	eau souterraine aval	forte	Cl, Sr, Mg, Fe, Mn, Si	Br, B, Ba, I, Al, Li, Ni, Cu, Mo, Se, Cr, Co, V, Ti, La	+
CHA-12	eau souterraine aval	faible	Cl, K, Na	Ba, Ti, Se, I	+
CHA-13	eau souterraine aval	faible	Cl, K, Na	B, Ba, Zn, Li, Cu, Se, Cr, Ti	+

Tab.III.1.1.16- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. >>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 $\mu\text{g/l}$.

d.) Bilan de l'apport des traces inorganiques

Dans le cas présenté, les traces inorganiques permettent de mettre clairement en évidence les contours de la pollution. Les effets de dilution dus au Rhône ou les anomalies liées à d'anciennes pollutions ressortent grâce à l'usage des traces, alors qu'elles ne sont pas révélées par les macro-composants.

La présence de déchets d'origine industrielle au sein des ordures ménagères est confirmée.

1.2. Décharge urbaine de THO (France)

1.2.1 Situation

a.) Description du site, bref historique

Le site "THO" se trouve dans la zone industrielle, au lieu-dit "Les Ilages de St Disdille", non loin de la ville de Thonon. La Dranse du Chablais longe le côté droit de cette ancienne décharge avant de se jeter dans le Léman environ 1 km plus bas (fig.III.1.2.1).

La décharge occupe l'excavation résultant d'une ancienne exploitation de sables et graviers. L'extraction des matériaux pierreux a débuté au début des années soixante. Presque aussitôt, des dépôts sauvages de déchets ménagers ont été effectués par les habitants de la région, la collecte des ordures n'étant pas encore organisée au niveau de la commune. En 1968, l'extraction des graviers cesse. A partir des années 1970, les déchets de verre d'une usine d'embouteillage voisine et les déchets de jardin sont mis en dépôts.

En 1972, la station d'épuration de Thonon (STEP) est mise en service. La gravières sert alors de réceptacle aux boues produites par la STEP. Parallèlement un four d'incinération des ordures ménagères (OM) d'une capacité de 2.2 t/h est mis en service. Les scories (mâchefers et cendres) sont déversées aux Ilages, tout comme les OM qui ne peuvent être traitées par le four.

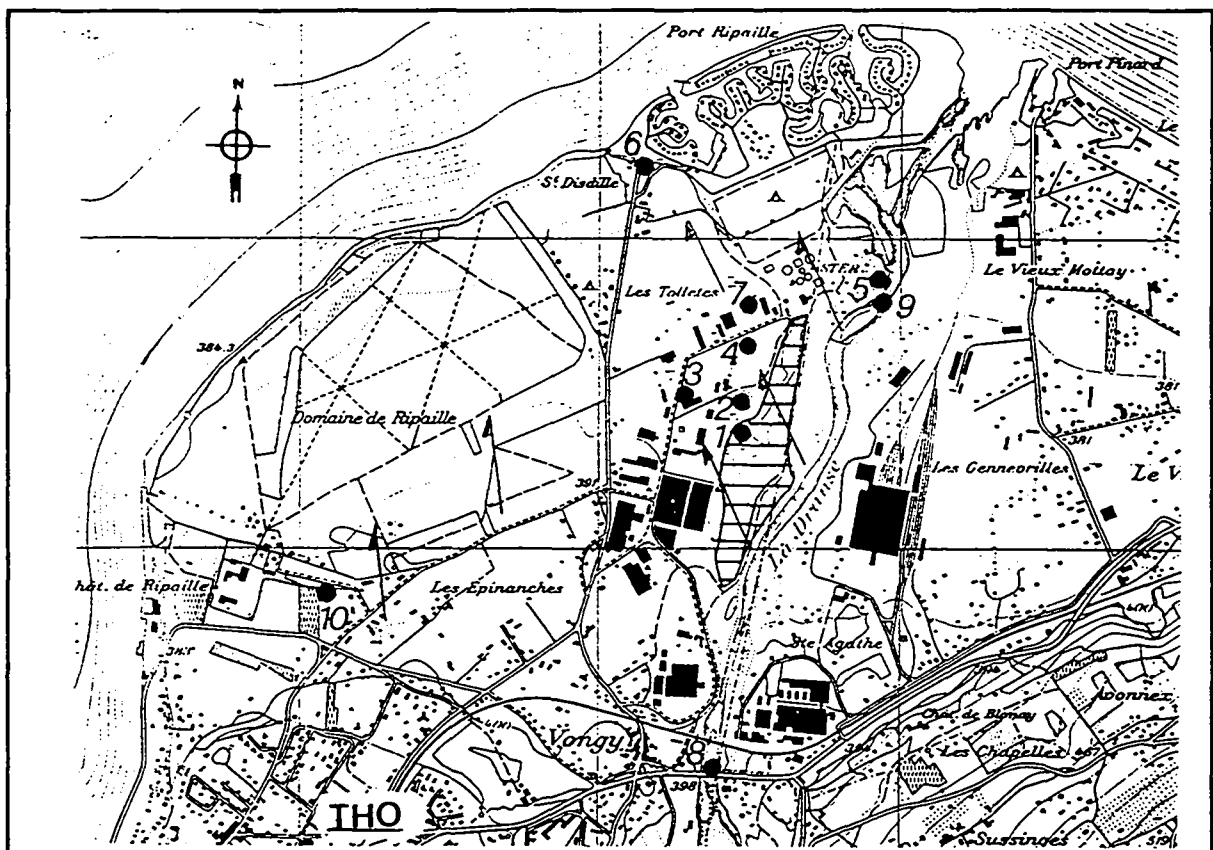


Fig.III.1.2.1- Situation du site THO au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997). Les flèches indiquent la direction d'écoulement de la nappe.

Un deuxième four (capacité 4 t/h) sera mis en fonction à partir de 1976. Durant toute cette période, les dépôts de déchets encombrants (bois, meubles, électroménagers), de pneus, de déchets de jardin et occasionnellement de scories industrielles se poursuivent. Le remblaiement se fait alors par simple déchargement des déchets au bord du creux de la gravière.

En 1983, le premier four est arrêté, les OM non traitées par le deuxième four sont mises directement en décharge. La gestion des dépôts est améliorée, désormais deux engins poussent et compactent les déchets. Une couverture de remblais inerte est constituée chaque soir à l'aide des gravats qui sont apportés sur le site. A partir de 1986, la quantité de boues de la STEP mise en décharge diminue grâce au lancement d'un programme de valorisation agricole. En 1987, le deuxième four s'arrête et toutes les OM sont alors mises en décharge. En 1988, une nouvelle usine d'incinération est mise en fonction. Les scories prennent à nouveau le chemin des Ilages. A partir de 1990 tous les déchets sont conduits dans une nouvelle décharge et les Ilages ne servent qu'occasionnellement pour le déversement de matériaux inertes. Le site est actuellement complètement remblayé et les déchets forment une butte d'environ 1.5 m de haut. Le terrain est en cours d'aménagement à l'aide de matériaux terreux.

b.) Classes de déchets

Comme nous l'avons vu dans l'historique, le site des Ilages a reçu essentiellement des OM brutes ou sous forme de résidus de combustion. De petites quantités de déchets industriels ont aussi été déversées. Les chiffres cités dans le travail de C. Billault (1988) sont regroupés dans le tableau III.1.2.2. Les renseignements concernant les tonnages d'ordures ménagères et de scories sont bien connus. Il en est de même de la production de boue de la STEP dont les tonnages figurent dans les bilans publiés régulièrement par le Syndicat d'épuration. Il ressort de ces études que plus de la moitié des OM brutes sont composées de cellulose (papier, carton, bois, textile) et de déchets organiques (restes culinaires, déchets de jardin). Dans le détail, les ordures de Thonon semblent contenir une proportion un peu plus élevée de plastiques que la poubelle "française moyenne".

Type de déchets	Commentaires	quantité (tonnes)	masse volumique (t / m ³)	volume (m ³)
OM brutes	tonnage recensé (1973-1990) et estimation basée sur Struillou pour 1970-1973)	233'100	0.5	409'533
OM incinérées	tonnage recensé (Billault)	31'650	1.5	21'100
Boue de la STEP	tonnage recensé (Syndicat d'épuration)	154'472	1.1	140'429
Déchets de l'industries	tonnage estimé	82'920	1.3	63'785
Inertes pour le recouvrement	volume estimé	60'933	1.8	109'680
Provenance inconnue	estimé à partir du volume de l'excavation	355'473	1	355473
Total		1'055'039	0.95	1'100'000

Tab.III.1.2.2- Répartition des déchets mis en décharges à Thonon de 1965 à 1989. Les masses volumiques utilisées sont tirées de la littérature.

Les quantités d'ordures mises en décharge directement par les particuliers ou par les industries sont par contre pratiquement inconnues. Une estimation a donc été effectuées en se basant sur les indications fournies par une coupure de presse citées dans Billault (p. 98, Dauphiné Libéré du 13.3.1988) ainsi que sur les tonnages moyens produit par les ménages français compilé par R. Struillou (1996) et rapporté à un bassin de 100'000 habitants.

Le volume de graviers extrait peut être estimé à un peu plus d'un million de m³ (profondeur moyenne de 9 m pour une surface de 120'000 m²). Pour pouvoir dresser le bilan des déchets mis en décharge, il a fallu convertir les tonnages en volumes en tenant compte de la densité de chaque catégorie de déchets. Les valeurs de masse volumique ont été tirées de la littérature (voir cas précédent "CHA").

Les inertes utilisés pour le recouvrement ont été estimés sur la base d'un recouvrement journalier de 20 cm sur une surface de 100 m² et d'un recouvrement final d'un mètre sur tout le site. Près de la moitié des déchets sont de provenance incertaine. Il doit toutefois s'agir principalement de déchets inertes (démolition, terre d'excavation) qui ne figurent pas dans les déchets recensés.

Les OM, traitées ou non, représentent un quart du volume de la décharge, ceci pour un tonnage moindre (environ 1/10 du poids). Le rapport est inversé pour les inertes, qui représente un faible volume mais une masse importante.

Une étude a été réalisée pour caractériser la nature des ordures ménagères de Thonon et de Morzine en 1985 (fig.III.1.2.3, modifié d'après Billault, p.82). Les proportions respectives de déchets sont similaires à celles fournies par d'autres études réalisées dans les années 80-90 (OFEFP, 1984 déjà citée ou Ricour et Lallemand-Barrès, 1994, fig.III.1.2.3, modifié).

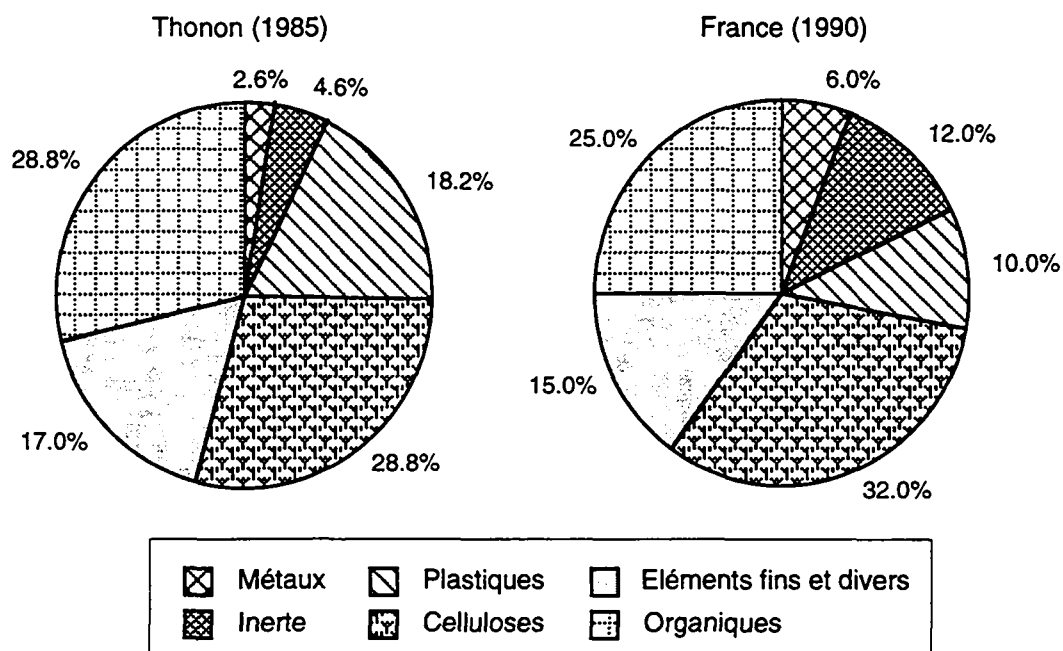


Fig.III.1.2.3- Composition des ordures ménagères à Thonon

c.) Situation géologique régionale

Le soubassement rocheux du Bas-Chablais est constitué par la molasse para - autochtone qui est chevauchée au sud par l'Ultrahelvétique et les Préalpes Médiannes. L'essentiel de la région bordant le Léman est recouverte d'épais dépôts du Quaternaire.

Le site des Ilages se situe dans les alluvions récentes du delta de la Dranse (fig.1.2.5). Ces dépôts interceptent et recouvrent partiellement les trois terrasses deltaïques plus anciennes qui marquent les différents niveaux lacustres des périodes post et tardi-glaciaires.

Sur la rive droite de la Dranse se trouve la terrasse la plus récente dite des trois mètres (1'500 à 1'200 ans BC, Magny et Olive, 1981), surmontée par la moraine würmienne.

La rive gauche est dominée par les terrasses tardi-glaciaires de Thonon. La décharge voisine la terrasse des 10 m (env. 10'000 ans BC, Gabus et col., 1987) elle-même surmontée par la terrasse de 30 m (env. 13'000 ans). Ces terrasses, au nombre de 12, sont constituées de dépôts glacio-lacustres sablo-graveleux (Blavoux et Dray, 1971).

Les dépôts morainiques sont formés principalement d'argiles à blocs, mais des intercalations de sables fluvio-glaciaires ont été observées en plusieurs endroits (Léon, 1983).

Lithologiquement, les formations deltaïques, anciennes et récentes, sont dominées par des dépôts lenticulaires de sables graveleux, parfois à blocs et galets (Dray, 1993). Des passées plus fines, limoneuses ou argileuses ont été observées sur les fronts d'exploitations des gravières ou dans les forages. Des niveaux de graviers indurés ("poudingues") ont aussi été observés sur rive gauche. Léon (1983) les attribue aux terrasses les plus anciennes (10 et 30 m). Notons encore que les dépôts deltaïques ont progressé d'ouest en est au cours du temps et qu'ils surmontent vraisemblablement une moraine, comme cela a été observé au forage de St Agathe où les dépôts deltaïques atteignent 64 m d'épaisseur (Poncet, 1977).

d.) Situation hydrogéologique régionale

Du point de vue hydrogéologique, trois bassins aquifères régionaux peuvent être distingués. Un aquifère lié aux terrasses de Thonon, un autre au versant morainique et le dernier, lié aux dépôts du delta de la Dranse.

Les caractéristiques hydrogéologiques de ces aquifères sont passablement différentes comme le montrent les perméabilités mesurées et les vitesses d'écoulements estimées par Gasparini (1985) et reportées dans le tableau III.1.2.4.

Dray (1970, 1993), Poncet (1977), Léon (1983) et Gasparini (1985) ont tous observé et confirmé le rôle joué par la Dranse dans l'alimentation de l'aquifère du delta. Si l'influence des versants sur l'aquifère deltaïque a été mise en évidence à l'aide des analyses géochimiques de Dray et Poncet, Léon met en doute une relation directe entre les terrasses de Thonon et le delta. Pour lui les transferts ont lieu par l'intermédiaire de la moraine.

Les eaux du delta sont de type bicarbonaté calcique, légèrement sulfaté, ce qui correspond au chimisme habituel des eaux du Quaternaire du pied des Préalpes et du Jura (référence externe AQUITYP-Quaternaire).

e.) Situation géologique et hydrogéologique locale

Grâce à une série de forages placés sur le delta, les caractéristiques de cette formation peuvent être précisées autour du site de la décharge. Les relevés des forages confirment l'origine deltaïque des dépôts: intercalations de sables et graviers avec présence de nombreux lits de galets, illustrant la présence d'anciens chenaux. On observe aussi les niveaux à "poudingues" déjà évoqués et qui sont attribués aux terrasses les plus anciennes.

Le forage THO-1 a recoupé les dépôts de la décharge sur une épaisseur de 15 m. Notons qu'en bien des endroits l'excavation ne dépassait pas 5 m de profondeur. Ce forage indique la présence d'un niveau de marnes organiques noires à la base des déchets dus à une accumulation de matière organique liée à la formation d'un petit lac au fond de l'exploitation de la gravière. Le forage confirme aussi que l'extraction des graviers a été effectuée jusque dans la nappe du delta. La zone non saturée dans la région du site varie de 9 à 14 mètres.

FORMATIONS	LITHOLOGIE	perméabilité en m/s	vitesse réelle en m/an
alluvions récentes de la Dranse	sables graveleux à galets	0.001	900
terrasses du delta 3, 10 et 30 m	sables graveleux	0.001	450 - 1000
terrasses de Thonon tardi-glaciaires	sables et graviers limoneux	0.001 - 0.0001	450 - 1000
moraine würmienne	argiles avec lentilles graveleuses	0.0001	100 - 400

Tab.III.1.2.4- Perméabilités et vitesses réelles estimées pour les formations du Quaternaire de Thonon (d'après Gasparini, 1985).

Du point de vue hydrogéologique, le forage effectué à St Agathe et décrit par C. Poncet a montré que le delta contient 3 aquifères superposés. Un aquifère libre lié aux graviers sableux du delta (9 à 29 m de profondeur à St Agathe) surmonte un aquifère semi-captif lié à des dépôts de sables graveleux de 30 à 60 m d'épaisseur. Le troisième niveau est peu épais, captif, lié aux sables et graviers intra-morainiques (de 68 à 70 m). Les relations entre ces trois aquifères ne sont pas connues, mais il est vraisemblable que des interconnexions existent entre les deux premiers niveaux qui ne sont séparés, à St Agathe, que par une couche d'un mètre de sables argileux peu perméables.

Les mesures hydrologiques effectuées sur la Dranse montrent qu'il y a une diminution de débit de 10% entre le pont de Vongy (THO-8) et la STEP (THO-9). Le niveau piézométrique de la nappe se situe par ailleurs plus bas que le fond du lit de la Dranse: l'alimentation de la nappe supérieure par la rivière ne fait donc pas de doute. La décharge de la nappe dans la Dranse en période de basse eaux n'a par contre pas été observée lors des diverses études déjà citées.

Les niveaux de la nappe au piézomètre de la décharge (THO-1) oscillent entre 372.5 et 374.5 m. Les périodes de hautes eaux se situent en novembre - décembre et en mai - juin, alors que les étiages ont lieu en octobre novembre et en février mars. Les précipitations sont d'environ 1000 mm/an.

La direction des écoulements sur rive gauche est approximativement perpendiculaire aux rives du lac, le niveau du lac constituant une limite de potentiel imposé. Les puits et piézomètres THO-2 à 7 sont donc situés potentiellement dans la zone d'influence de la décharge. Le puits de Ripaille-Ville (THO-10) ne peut par contre pas être influencé (fig.III.1.2.1).

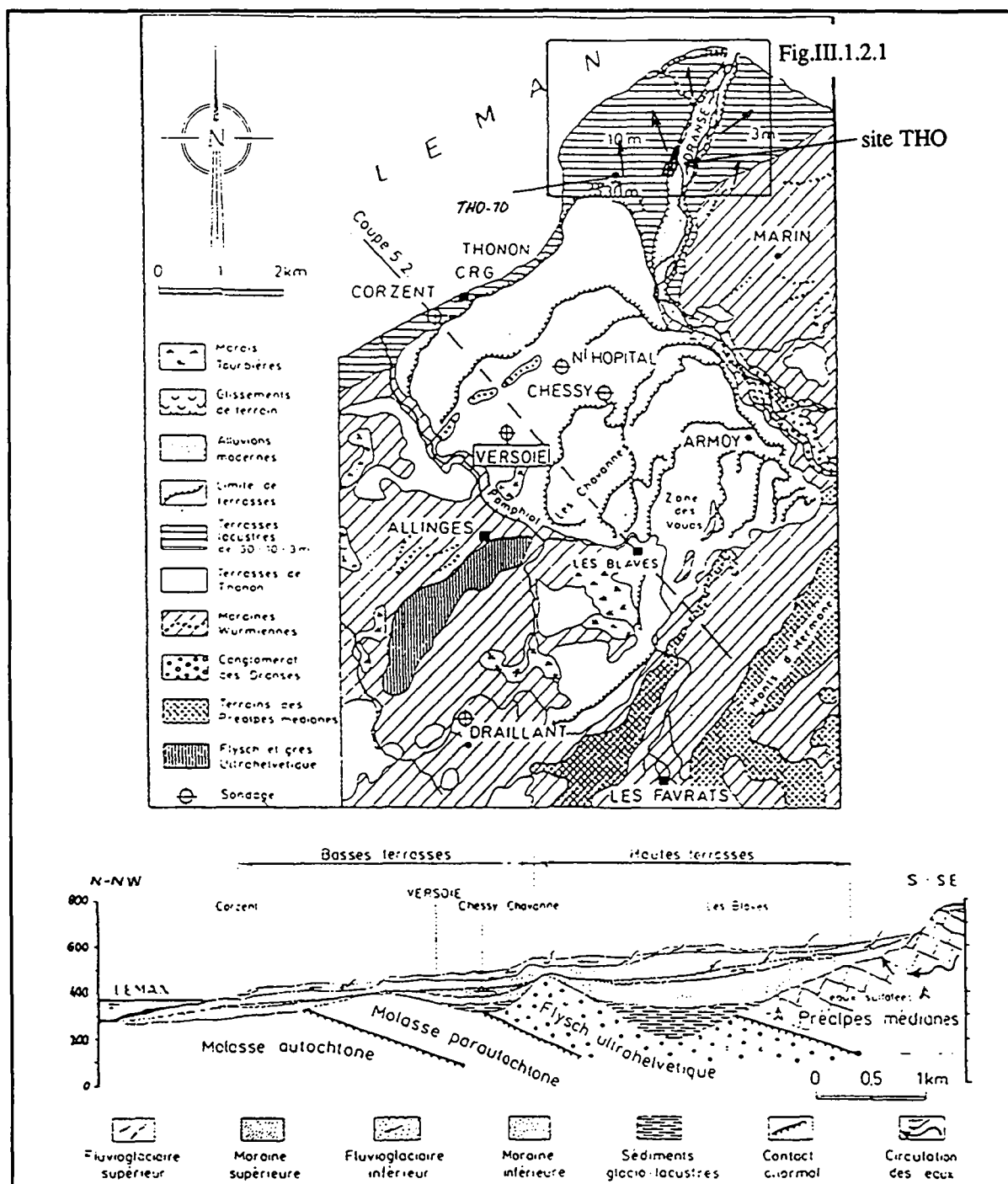


Fig.III.1.2.5- Situation géologique et caractéristiques hydrogéologiques principales des formations du delta de la Dranse et des versants (tiré de Dray, 1993).

Les perméabilités de la nappe supérieure sont de l'ordre de 10^{-3} m/s. Mais elles peuvent localement être moindres, comme le montre un essai de pompage réalisé dans le puits THO-4 et qui donne une perméabilité d'environ $0.6 \cdot 10^{-3}$ m/s (Billault, 1988).

C. Billault a estimé le flux du percolat de la décharge des Ilages à environ $5 \text{ m}^3/\text{jour}$ en se basant sur les travaux de Ehrig (1980) qui a observé une production de percolat égale au 20 % des précipitations sur plus de 20 sites en Allemagne.

Le volume du percolat reste ainsi très modeste si on le compare aux précipitations efficaces (environ 300 mm/an) qui alimentent la tranche d'aquifère située en aval du site (1'100 m x 900 m). Ces apports météoriques estimés à $300'000 \text{ m}^3$, représentent plus de 150 fois le volume de percolat estimé, sans tenir compte des infiltrations de la Dranse.

1.2.2. Caractérisation de la pollution de la nappe

C. Billault (1988) a effectué de nombreuses analyses complémentaires sur les points THO-1 à THO-5, en plus de la compilation des données disponibles. Les principaux éléments analysés sont les macro-composants ainsi qu'un certain nombre de métaux (Cu, Zn, Cd, Pb et Cr) et ponctuellement quelques paramètres organiques.

La présence de nitrites et d'ammoniaque, ainsi que des teneurs anormales en chlorures ont mis en évidence les effets de la décharge sur le chimisme de la nappe depuis les années 80 (Poncet, 1980).

A partir de 1986, la réalisation du forage THO-1 a permis d'obtenir des renseignements plus précis sur la nature de la pollution liée à la décharge. A cette même période, une pollution au chrome était détectée dans les eaux souterraines. La relation avec des rejets de deux industries de chromage a alors pu être établie et les rejets ont été interdits.

Les prélèvements effectués par C. Billault à l'aide d'un tube plongeur à des différents niveaux dans les piézomètres THO-1, THO-3, THO-5 ont montré que la contamination de l'aquifère est uniforme tout au moins sur les dix premiers mètres (tranche de l'aquifère atteinte par les piézomètres).

Les eaux du piézomètre THO-1 sont caractérisées par de fortes concentrations en NH_4 , des teneurs élevées en ions majeurs (Ca, Mg, Na et K), des teneurs élevées en Cl, des teneurs assez faibles en SO_4 (proches de celles de la nappe) et des teneurs assez importantes en Fe. La conductivité varie passablement à ce point, entre 1'000 et 5'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs mesurées à THO-5 et 3 sont biens moins importantes, entre 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui est comparable à la valeur de THO-10 (env. 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Deux phénomènes influencent la conductivité. D'une part les apports épisodiques des polluants par la décharge, fonction du rythme d'apport des déchets, des précipitations et du niveau de la nappe (variations visibles au point THO-1), d'autre part la dilution plus ou moins importante

due aux infiltrations de la Dranse. Ce phénomène de dilution s'observe notamment au piézomètre THO-5 où la conductivité est un peu plus basse que la conductivité des eaux de l'aquifère non influencé (env. 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$), les eaux de la Dranse ayant une conductivité d'environ 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Les chlorures sont typiquement liés à la décharge, avec des concentrations 10 fois plus élevées dans le piézomètre THO-1 que dans les autres points de la nappe. Les mesures effectuées depuis 1982 au point THO-3 indiquent que la pollution est antérieure à cette date, car les teneurs en Cl y sont déjà nettement plus élevées (60 mg/l) qu'au point THO-5 ou qu'à Ripaille-Ville (moins de 15 mg/l). La pollution ne semble apparaître au point THO-5 qu'à partir de 1987, année marquée par un doublement des teneurs en chlorures. Les teneurs en ammoniacque suivent la même évolution, avec une augmentation marquée des teneurs au point THO-1 à partir de 1987.

Ces analyses des macro-composants nous montrent que l'ensemble de la décharge des Ilages est restée longtemps en phase de dégradation aérobie. C'est en effet en 1986 seulement que la concentration en ammoniacque augmente, signe que la décharge entre en phase anaérobie (Christensen et Kjeldsen, 1989). Cette première phase de dégradation anaérobie est dominée par une fermentation acide qui provoque généralement une diminution du pH du percolat. Ce phénomène n'est toutefois pas observé de façon très nette au piézomètre THO-1 où le pH oscille entre 6.7 et 7.

L'apparition tardive de la phase anaérobie est vraisemblablement liée à la présence de deux plans d'eau assez importants sur le fond de la décharge, lacs dans lesquels l'activité bactérienne a dû être intense comme en témoigne l'épais niveau de marnes organiques observé dans le forage THO-1. Cette situation a pu subsister jusqu'au comblement complet de la décharge dans les années 85-86.

Les analyses de métaux lourds effectuées en 1988 ont permis de détecter plomb, chrome, zinc, cuivre et cadmium, ceci malgré un seuil analytique assez élevé, entre 5 et 200 $\mu\text{g}/\text{l}$ en fonction des éléments et des conditions d'analyses.

Les concentrations relevées au point THO-1, avec plus de 1 mg/l de zinc et plus de 30 mg/l de fer notamment, tendent à confirmer que la décharge se trouvait alors dans la première phase anaérobie en 1988. Cette phase à pH acide est propice à la dissolution des métaux et métaux lourds comme cela a été observé dans de nombreux cas réels ou simulés en laboratoire (Christensen, 1989; Ehrig, 1989).

Les quelques analyses organiques effectuées ont mis en évidence la présence de PCB (polychlorobiphényles) dans les eaux de THO-1 à des concentrations comprises entre 0.09 et 0.37 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ailleurs dans la nappe, les concentrations sont inférieures à 0.07 $\mu\text{g}/\text{l}$. L'origine de ces PCB est attribuée aux peintures, plastiques, lubrifiants, etc. contenu dans les déchets (Billault, 1988).

Au puits THO-2, les analyses ont permis de détecter des hydrocarbures (0.65 mg/l hydrocarbures totaux) et des solvants chlorés à des teneurs comprises entre 0.4 µg/l (tetrachloroéthylène) et 3.55 µg/l (1,1,1-trichloroéthane). Les pesticides (Lindane, Aldrine, etc.) ont été décelés à des teneurs inférieures à 0.005 µg/l dans tous les points de la nappe.

Des paramètres globaux tels que la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biochimique en oxygène à 5 jour (DBO5) ont aussi été mesurés. Ces résultats mettent en évidence que la pollution est surtout caractérisée par des substances peu ou non dégradables, avec une valeur de DCO élevée (260 à 335 mg/l à THO-1) pour une valeur de DBO5 anormale, mais relativement basse (15 à 20 mg/l).

1.2.3. Observations lors de la campagne d'analyses GEOLEP

Une campagne d'échantillonnage a été réalisée le 25 sept 1995, au début de la période de basses eaux de la nappe.

a.) Points de prélèvements des échantillons

Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un tube plongeur en inox aux points THO-1, 3, 5, 6 et 7.

Les échantillons THO-2, THO-4 et THO-10 ont été prélevés au robinet, les puits équipés de pompes fixes, étant en fonction. Les échantillons THO-8 et THO-9 ont été prélevés dans la Dranse directement à l'aide des flacons.

Les piézomètres THO-3, THO-5 et THO-7 sont en PVC, les autres en acier ou acier galvanisé.

Hormis le piézomètre de la décharge (THO-1), les puits et piézomètres n'ont pas été réalisés dans le but d'observer les pollutions liées à la décharge, mais dans des buts d'approvisionnement en eau industrielle (puits THO-2 et THO-4), en eau de boisson (THO-6 et THO-10) ou pour la surveillance d'installations industrielles (THO-3 et THO-5).

b.) Les mesures in-situ

L'échantillon situé dans la décharge se distingue des autres en raison de sa faible teneur en O₂, de son rH anormalement bas et de sa conductivité très élevée par rapport aux autres points de mesures (fig.III.1.2.6). La teneur en oxygène dissout est aussi anormalement basse à THO-2, THO-5 et THO-7.

L'influence de la décharge sur les autres points du réseau ne peut par contre pas être clairement établie sur la base de ces seules mesures ponctuelles. Les basses conductivités à THO-3, 5 et 6 dans une moindre mesure suggèrent des apports d'eau de la Dranse.

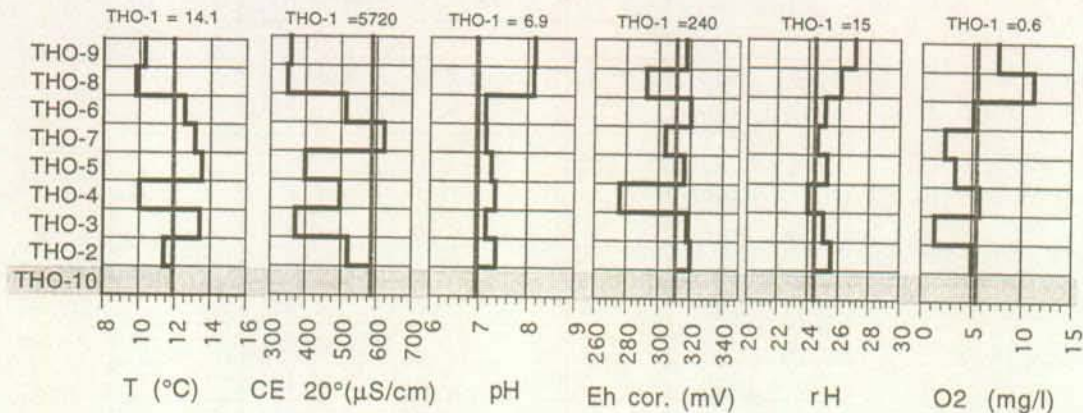


Fig.III.1.2.6- Valeurs des paramètres in situ sur le réseau de THO. Le trait gris représente la teneur de la référence locale (THO-10).

c.) Choix des référentiels

Sur la base de la situation respective des points échantillonnés dans la nappe et des mesures in situ, nous avons distingué deux points de référence.

Le percolat

- Le point THO-1 permet d'échantillonner les eaux de percolations constituées du mélange entre le percolat de la décharge et les eaux souterraines directement sous le site. Bien que dilué, ce point peut être considéré comme étant représentatif du percolat de la décharge.

La référence locale

- Le point THO-10 est représentatif des eaux du delta de la Dranse peu anthropisées: il se situe en amont du site de décharge. Ses caractéristiques générales sont proches des autres points échantillonnés dans la nappe et son chimisme est globalement semblable à la médiane AQUITYP-Quaternaire, qui nous servira de point de référence externe.

Rappelons que ce point étant équipé d'une pompe, les eaux ont été prélevées au robinet, ce qui exclut une amplification des concentrations comme nous l'avons observé dans les échantillons prélevés par "bailer" (chap. II.2.3.3). La comparaison entre la référence locale et la médiane AQUITYP-Quaternaire fait toutefois apparaître relativement peu de différence (tab.III.1.2.7).

Concernant les macro-composants, les sulfates ont des teneurs un peu plus élevées dans les eaux de THO, mais cette concentration (30 mg/l) est tout à fait compatible avec l'origine géogène mentionnée par Dray (1993), à savoir la présence d'évaporites dans le Trias des Préalpes médianes. L'influence de ces évaporites explique aussi les plus fortes teneurs observées en Mg, Ni, B, Br et Ba. Dematteis (1995) a mis en évidence une relation entre des teneurs élevées en Li et des teneurs élevées en Sr dans les roches carbonatées, ce qui permet de confirmer l'origine géogène des ces deux éléments. La teneur en Cu est compatible avec les teneurs habituellement observées dans les eaux du Quaternaire (le centile 90% est de 3.1 mg/l).

	Q-50%	Q-90%	THO-10	THO-10
	ref ext.		ref loc.	FcE
Sr [mg/l]	0.191	0.232	1.456	8
Na [mg/l]	4	5.1	6.8	2
SO4 [mg/l]	12.1	18.8	30.3	3
Mg [mg/l]	7.8	11.1	30.8	4
Ba [µg/l]	31.4	40.4	58.7	2
B [µg/l]	19	27.4	50.7	3
Zn [µg/l]	9.6	17.1	27.6	3
Br [µg/l]	12.1	20.2	23.7	2
Li [µg/l]	1.1	1.5	6.9	6
Cr [µg/l]	0.8	1.4	6.5	9
Cu [µg/l]	1.6	3.1	2.7	2
Ni [µg/l]	0.4	1	1.6	4
Ti [µg/l]	0	0.1	1.4	>100

Tab.III.1.2.7- Comparaison des références locale et externe.

Le chrome total est présent en quantité importante dans les eaux de Ripaille-Ville (la teneur reste toutefois bien au-dessous du seuil de potabilité de 0.02 mg Cr^{VI} / l fixé par le MDA). Cette anomalie ne se retrouve pas du tout dans le reste des échantillons, ce qui fait penser *a priori* soit à une contamination accidentelle lors de l'échantillonnage, soit à une autre source de pollution près du puits de Ripaille.

Après discussion avec M. Dray, bon connaisseur de l'endroit, il paraît hautement improbable qu'une source de pollution existe dans la zone d'appel du puits, aucune industrie n'y étant présente. L'installation de pompage comprend par contre de nombreuses pièces chromées (robinet, raccord) qui pourraient être à l'origine de la contamination.

Dematteis (1995) a d'ailleurs été confronté au même type d'anomalie lors de prélèvements effectués dans des puits équipés de pompes et tuyaux. Toutefois, en considérant les teneurs importantes relevées en Ti, l'origine géogène de ces deux éléments ne peut être écartée. Dematteis mentionne en effet que Cr et Ti sont très souvent corrélés dans les eaux des aquifères karstiques carbonatés (rappelons que de nos alluvions sont principalement d'origine calcaire). De telles teneurs en Cr n'ont toutefois pas été observées dans les eaux, mais les essais de lixiviations effectués ont fournis jusqu'à 8 µg/l de Cr. La concentration maximale en Ti observée dans les aquifères carbonatés est de 2.7 µg/l, ce qui est compatible avec la teneur à THO-10. L'anomalie en Zn est vraisemblablement liée à la tuyauterie du puits (Parriaux et Bensimon, 1990).

Eaux de surface

Deux échantillons ont été prélevés dans la Dranse. Les rapports des teneurs aval / amont ne montrent aucune augmentation significative, ce qui permet d'exclure des apports liés à la décharge. Nous ne reviendrons donc pas en détails sur ces deux échantillons.

d.) Les macro-composants

Les macro-composants ont des teneurs souvent anormales dans THO-1, mais les anomalies sont beaucoup moins marquées sur les autres points (Tab.III.1.2.8).

	THO-1	THO-2	THO-4	THO-3	THO-5	THO-6	THO-7
	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
Fe [mg/l]	>100	60	10	>100	40	50	>100
Mn [mg/l]	>100	>100	90	30	70	10	>100
K [mg/l]	>100	2	2	4	1	2	2
SO4 [mg/l]	0	2	2	0	1	2	2

Tab.III.1.2.8.- Facteur de contamination local pour les macro-composant (FcL >1).

Les bicarbonates, le strontium, le calcium, le magnésium et le potassium (excepté à THO-3) ne présentent pas d'anomalies dans les différents échantillons par rapport à la référence locale (Fig.III.1.2.9).

Tous les points de la nappe, à l'exception de THO-5, présentent une légère anomalie en sulfates et en potassium (Tab.III.1.2.8).

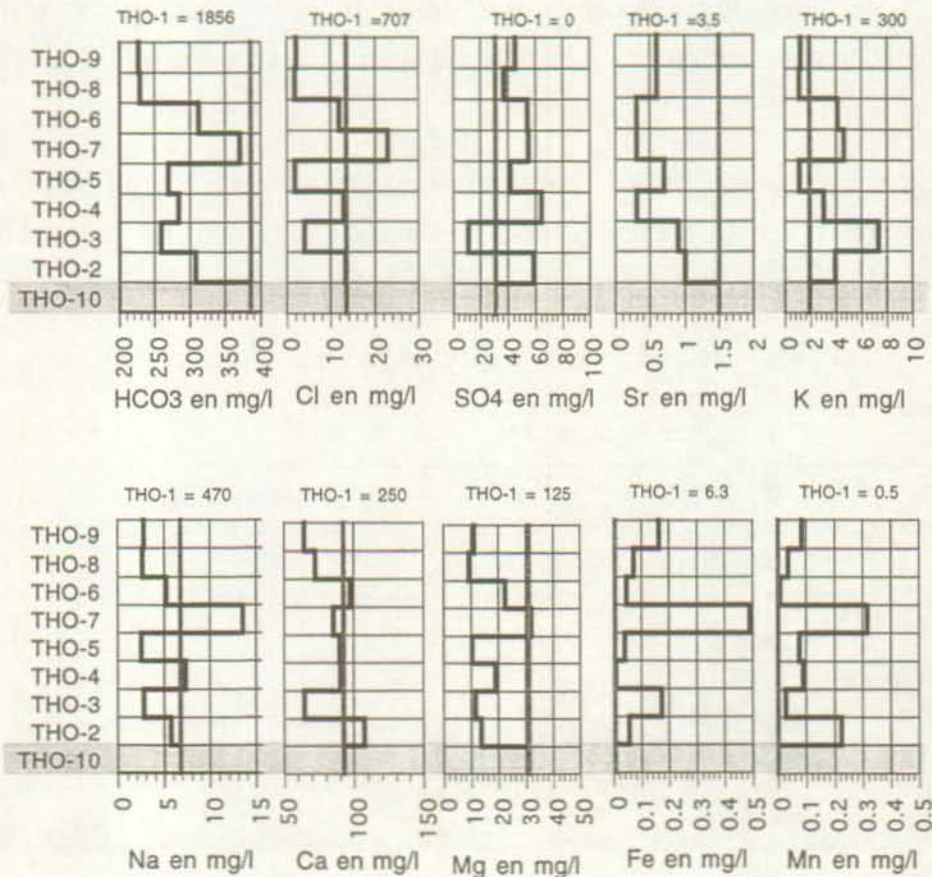


Fig.III.1.2.9- Concentrations des macro-composants aux différents points échantillonnés. Les valeurs mesurées dans les eaux de percolation (THO-1) figurent au haut de chaque graphique. Le trait gris représente la teneur de la référence locale (THO-10).

Les chlorures et le sodium, ne présentent pas d'anomalies significatives sauf à THO-7.

Globalement ce point présente très souvent des concentrations beaucoup plus élevées que la référence locale, voir même que les autres points de la nappe, notamment pour Cl, Na, Fe et Mn.

Les anomalies en Fe et Mn sont par contre très marquées sur tous les points. Elles illustrent un déséquilibre du potentiel redox en aval de la décharge. Outre THO-1, les points les plus touchés par cette anomalie sont THO-7, 3 et 2.

e.) Les traces

Trois principaux groupes de traces peuvent être distingués en fonctions des teneurs observées dans les échantillons (les éléments non détectés ont été mentionnés dans l'introduction de ce chapitre).

- Les traces principales dont les concentrations sont supérieures à 10 µg/l dans les eaux de percolation et généralement supérieures à 1 µg/l dans les eaux: B, Br, Ba, Al, I, Rb, Zn, Li et Cr (fig.III.1.2.10).
- Les traces accessoires, détectées dans tous les échantillons, mais dont les concentrations sont inférieures à 10 µg/l dans les eaux de percolation et les eaux souterraines: Ti, Co, As, Se, Cu, V et Mo.
- Les traces exotiques qui ont des concentrations inférieures à 1 µg/l dans les eaux de percolation et qui n'ont pas été recherchées systématiquement dans les eaux souterraines. Il s'agit de Ag, W, Cs, Bi, Cd, Ce, Ga, Hg, La, Pb, Sb, Sc, Sn, Zr, et U.

Ces traces ne font l'objet d'aucun autre commentaire en raison de leurs teneurs proches de la limite de détection.

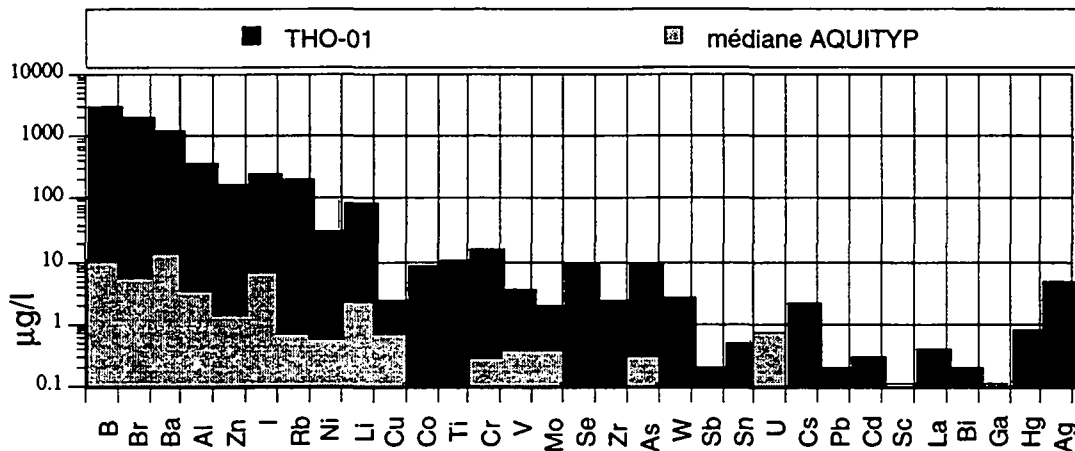


Fig.III.1.2.10- Concentration des traces détectées dans les eaux de percolation (THO-1) et médiane de la référence AQUITYP-Total

La teneur en Zn est très importante à THO-4 et THO-6, deux puits tubés par de l'acier galvanisé. Le point THO-7 (revêtement en PVC) ne présente par contre pas d'anomalie. L'origine anthropique de cet élément a déjà été mentionnée par Parriaux et Bensimon (1990) lors d'essais de lixiviation des matériaux les plus couramment utilisés pour la réalisation des captages d'eau.

	THO-1	THO-2	THO-4	THO-3	THO-5	THO-6	THO-7
	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
Se [$\mu\text{g/l}$]	<10	1	3	2	4	1	4
Co [$\mu\text{g/l}$]	>100	>100	>100	>100	>100	100	>100
V [$\mu\text{g/l}$]	>100	100	100	0	>100	100	>100
Rb [$\mu\text{g/l}$]	>100	9	7	4	4	21	25
I [$\mu\text{g/l}$]	>100	12	9	6	1	3	17
Br [$\mu\text{g/l}$]	83	1	1	1	0	1	1
Al [$\mu\text{g/l}$]	58	1	1	1	5	1	22
B [$\mu\text{g/l}$]	57	1	1	1	1	1	2
Ba [$\mu\text{g/l}$]	21	1	1	2	1	1	2
Ni [$\mu\text{g/l}$]	19	1	3	1	3	1	2
Mo [$\mu\text{g/l}$]	10	5	3	10	3	2	4
Zn [$\mu\text{g/l}$]	6	2	9	3	7	8	1

Tab.III.1.2.11- Facteur de contamination local pour les traces (FcL >1).

Le nickel présente une anomalie dans les trois échantillons THO-4, 5 et 7. Mais malgré une concentration de 80 $\mu\text{g/l}$ dans les eaux de percolation, les teneurs dans la nappe restent faibles.

Les traces principales

Le bore et le brome ont partout des concentrations similaires à celles de THO-10 hormis pour le point THO-7. Malgré de très importantes concentrations dans le percolat (fig.III.1.2.12), ces éléments ne semblent pas s'être beaucoup déplacés en aval de la décharge. Il faut toutefois mentionner que les concentrations sont environ 2 fois plus élevées dans THO-10 que dans la référence externe.

Le baryum présente des anomalies importantes aux points THO-3 et THO-7, l'aluminium est présent surtout à THO-7 et un peu à THO-5.

L'iode et le rubidium ont des concentrations plus élevées qu'à THO-10 sur pratiquement tous les points à l'exception de THO-5 et de THO-6 pour l'iode uniquement. L'anomalie est chaque fois la plus forte à THO-7. A ces teneurs, une origine géogène ne peut être exclue (influence des évaporites ou des carbonates).

Le point THO-7 se distingue par des concentrations élevées pour pratiquement tous les éléments (tab.1.2.11). THO-5 et THO-6 sont par contre les points présentant les anomalies les moins importantes.

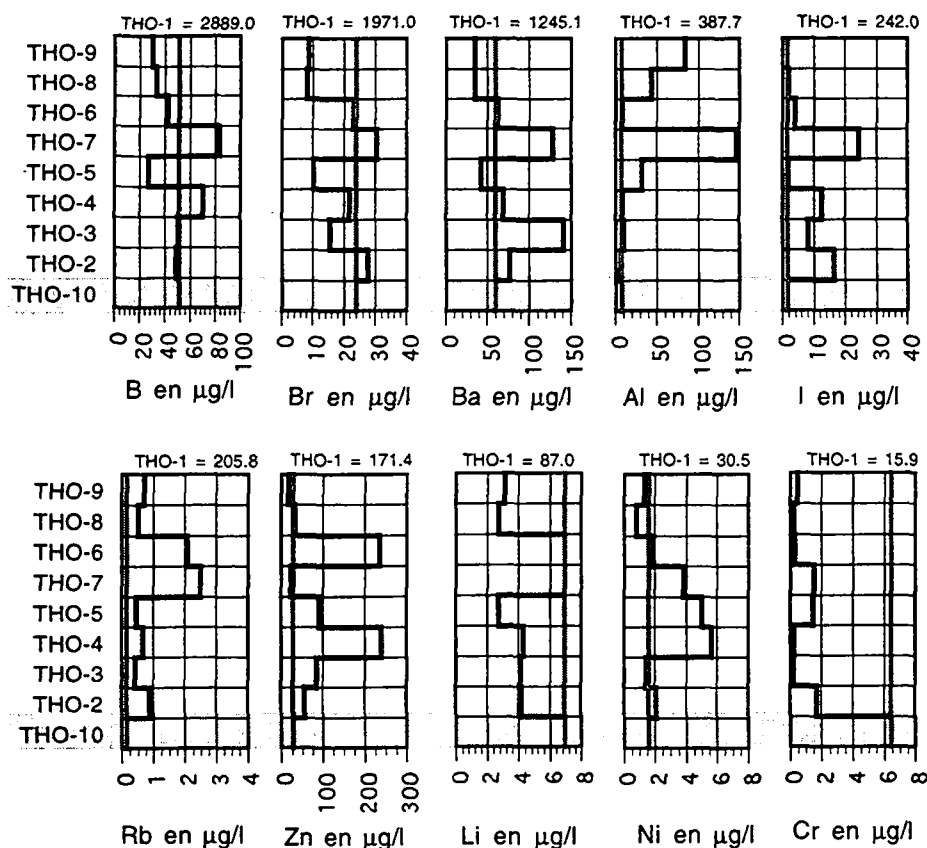


Fig. III.1.2.12- Concentrations des traces principales dans les échantillons prélevés dans le delta de la Dranse (THO-2 à THO-10). Les teneurs de THO-1 exprimées en µg/l figurent au haut de chaque graphique. Le trait gris représente la teneur de la référence locale (THO-10).

Concernant les eaux de surface, les concentrations entre l'amont (THO-8) et l'aval de la Dranse (THO-9) sont du même ordre de grandeur sauf pour Al qui a une teneur deux fois plus élevée à l'aval. Les eaux de la Dranse, le point THO-5 et dans une moindre mesure THO-6 ont des concentrations très similaires.

Les traces accessoires

A nouveau, le point THO-7 présente les anomalies les plus importantes et les concentrations sont les plus faibles aux points THO-5 (sauf pour Se) et THO-6. Le sélénium est présent à des concentrations supérieures à 1 µg/l dans les eaux de THO-4, THO-5 et THO-7 (fig.III.1.2.13). La concentration en amont de la Dranse est aussi plus élevée qu'à l'aval. On remarquera que cet élément est rarement détecté au-dessus de 0.1 µg/l dans les eaux naturelles (Thèses AQUITYP).

L'arsenic a des concentrations proches du seuil de détection, avec un pic à THO-3. On remarquera que des concentrations bien plus importantes peuvent s'observer dans des eaux naturelles (la moyenne des thèses AQUITYP se situe à 5.4 µg/l, avec une médiane à 0.3 µg/l).

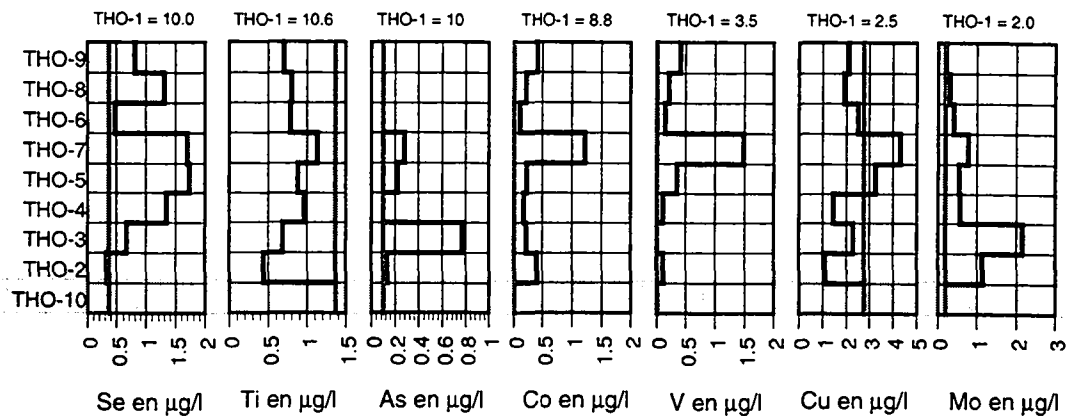


Fig.III.1.2.13 Concentrations des traces accessoires dans les échantillons prélevés dans le delta de la Dranse (T1 à T10). Le trait gris représente la teneur de la référence locale (THO-10).

Le cuivre est présent en micro-trace dans tous les échantillons, avec une légère anomalie au point THO-7. Le cobalt et le vanadium présentent pratiquement la même répartition de concentrations et seul le point THO-7 montre une anomalie marquée.

Les concentrations en molybdène dépassent 1 µg/l à THO-2 et THO-3.

f.) Le tritium

Plusieurs campagnes de mesures du tritium ont été effectuée en 1988 par C. Billault. Pour la comparaison avec nos mesures de septembre 1995 (fig.III.1.2.14), nous n'avons retenu que la campagne du 20 septembre (mesure du 7 septembre au point THO-2). Notons que les ordres de grandeurs entre les diverses mesures de C. Billault sont semblables.

Mentionnons encore que les valeurs observées sur la nappe sont inférieures au seuil de détection de l'appareil, ce qui donne une erreur de $\pm 50 \%$, aussi bien pour les mesures de 1995 que pour celles de 1988.

Les mesures sur les eaux de percolation sont par contre fiables, avec une marge d'erreur de 10 % environ.

La comparaison entre les deux campagnes séparées de 7 ans montre que les teneurs n'ont pratiquement pas évoluées, alors qu'une diminution aurait dû intervenir avec le temps. Cette diminution devrait pour le moins être visible sur l'eau de percolation.

Cette stabilité indique manifestement que les déchets à l'origine de la présence du tritium dans le percolat sont toujours "actifs" puisqu'il apparaît peu probable que de nouveaux dépôts de déchets tritiés aient eu lieu entre 1988 et 1995, la décharge étant nivelée. Notons que ce phénomène a déjà été observé sur la décharge de CHA.

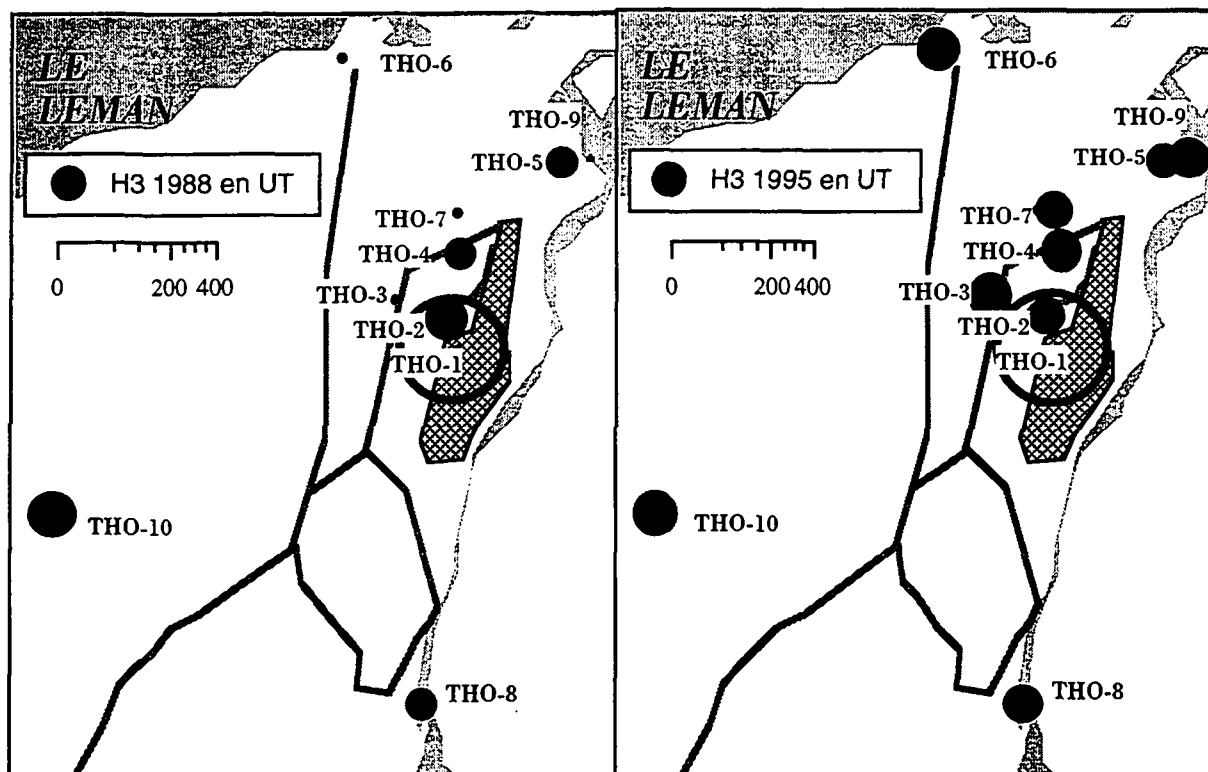


Fig.III.1.2.14- Mesure du tritium le 20 septembre 1988 et le 25 septembre 1995. La taille du cercle exprime la valeurs en Unité Tritium (UT).

Les valeurs mesurées juste en aval de la décharge ne présentent pas d'anomalie par rapport aux points peu ou pas influencés (THO-5 et THO-10). Ce phénomène pourrait s'expliquer par les vitesses de circulations très rapides estimées par Gasparini (1985) et par les apports de la Dranse.

Une dilution d'un facteur 10 permet de faire chuter la teneur en tritium au niveau du seuil naturel et un tel taux de dilution n'est pas exagéré, puisque le rapport entre les apports de percolat et l'alimentation en eaux météoriques de la partie de l'aquifère situé en aval de la décharge a été estimé précédemment à 1 pour 150.

1.2.4 Synthèse du cas

a.) Le site et son environnement

Les déchets mis en dépôt sont constitués principalement de 4 catégories de matériaux:

- des OM brutes
- des cendres et des mâchefers d'incinération d'OM et de petites quantités de déchets industriels
- des boues de STEP
- des déchets inertes

Le site de "THO" est caractérisé du point de vue hydrogéologique par un aquifère libre de delta sablo-graveleux à perméabilité élevée ($k = 1 \times 10^{-3}$ m/s). Il est alimenté latéralement par les eaux de la Dranse. Le site n'est pas équipé de barrière géotechnique et le fond de la décharge est en contact directe avec la nappe.

Les eaux du delta sont bicarbonatées calciques, légèrement sulfatées.

La décharge est entrée en activité en 1970 et a été fermée en 1990.

b.) Les mesures et analyses

Les observations suivantes peuvent être faites (voir aussi tableau récapitulatif III.1.2.15):

- les mesures physico-chimiques permettent de mettre en évidence les eaux de percolation, mais l'interprétation des mesures sur les autres points reste délicate. La mesure de l'oxygène dissous et de la conductivité sont des critères plus sensibles que le pH et l'Eh.
- Hormis à THO-7, les macro-composants ne présentent pas d'anomalie vraiment révélatrice d'une pollution par la décharge. Fe et Mn sont les composants les plus sensibles pour mettre en évidence des anomalies dans le chimisme de l'eau.
- Les traces permettent de mettre en évidence des anomalies par rapport au point de référence local non influencé par la décharge (THO-10). Ni, Se et dans une moindre mesure Ba, Al, As, Co, V et Mo présentent des anomalies assez importantes sur les points situés en aval de la décharge. I et Rb ont probablement une origine géogène.
- Les eaux de percolation sont caractérisées du point de vue des traces par une charge supérieure à 1 mg/l en B, Br et Ba. Il ne présente pas tout le cortège de traces liées typiquement aux déchets industriels (Looser et Soldi, 1996). Seuls Se, As et Cs (2.1 µg/l) sont présents à des concentrations significatives dans les eaux de percolation. Les autres éléments typiques (Ag, Bi, Ga et Cd) ont des teneurs proches du seuil de détection.
- Les teneurs en tritium mesurées en 1995 sont identiques à celles de 1988, indiquant que la source radioactive n'est pas tarie. L'utilisation de ce marqueur dans les eaux souterraines reste dans ce cas difficile en raison du taux de dilution important qui rend imprécise la mesure de la teneur en tritium. Une concentration par électrolyse permettrait peut-être de résoudre en partie cette difficulté.

c.) Les points influencés

- Du point de vue des traces, l'effet de la décharge se fait sentir surtout au point THO-7, où pratiquement toutes les traces ont des concentrations anormales.
- THO-3 est peu influencé, bien que des anomalies se marquent en As et Mo.

- THO-2 et THO-4 présentent des anomalies peu marquées liées certainement aux pompages réguliers qui ont lieu dans ces puits.
- Les analyses amont-aval sur la Dranse ne font pas apparaître d'influences manifestes de la décharge sur le cours d'eau, celui-ci ayant par ailleurs plutôt un rôle de dilution sur la nappe de la Dranse.

d.) Les points non influencés

- La comparaison de la référence locale (THO-10) avec une référence externe permet d'attribuer une origine anthropique aux concentrations anormales en Zn (tuyauterie) et une origine géogène à Sr, Mg et Li. et probablement Cr et Ti.
- Le point THO-5 n'est pratiquement pas touché par la décharge en raison de sa position et de l'influence de la Dranse voisine.
- THO-6 n'est pas touché non plus en raison de son éloignement et des dilutions qui interviennent dans l'aquifère.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
THO-1	eaux de percolation (assimilé aux percolats)	très fortes	HCO ₃ , Cl, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn	Br, Ba, Al, I, Rb, Li, Ni, Cr, Se, Ti, As, Co, V, Mo	•
THO-2	eau souterraine aval	faible	SO ₄ , Fe, Mn, K	Rb, Mo, I	+
THO-3	eau souterraine aval	moyenne	Mn, K, Fe	Ba, I, As, Mo	+
THO-4	eau souterraine aval	faible	SO ₄ , Mn, Fe, K	I, (Zn), Ni, Se	+
THO-5	eau souterraine aval	nulle, influence des eaux de la rivière	Fe, Mn	Al, Ni, Se	o
THO-6	eau souterraine aval	nulle	SO ₄ , Fe, K, Mn	Rb, (Zn)	o
THO-7	eau souterraine aval	moyenne à élevée	Cl, Na, Fe, Mn, K, SO ₄	Br, Ba, Al, I, Rb, Ni, Se, Co, V, Cu	+
THO-8	rivière amont	nulle		(Al)	o
THO-9	rivière aval	nulle		(Al)	o
THO-10	eau souterraine amont (réf. locale)	nulle	<u>Sr, Mg</u>	<u>Ti, Cr, Li, Sr, Ba, Mg, Ni, B, Br</u>	o

Tab.III.1.2.15- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥2 et conc.>>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe).

e.) Bilan de l'apport des traces inorganiques

Les traces inorganiques permettent de connaître l'étendue de la pollution, alors que l'analyse des macro-composants ou des traces organiques ne permet pas de mettre clairement en évidence l'effet de la décharge, à moins de disposer de mesures temporelles.

La présence de déchets d'origine industrielle au sein des ordures ménagères est confirmée.

1.3. Décharges urbaines des environs de Turin

Grâce à Gian-Luigi Soldi, géologue au Laboratoire de Santé Publique (LSP) de Grugliasco nous avons pu accéder à plusieurs sites contaminés situés dans la province de Turin.

1.3.1. Situation

a.) Description des sites, bref historique

Les sites choisis se situent tous sur la plaine du Pô qui constitue l'un des plus grand réservoir d'eaux souterraines d'Italie (fig.III.1.3.1).

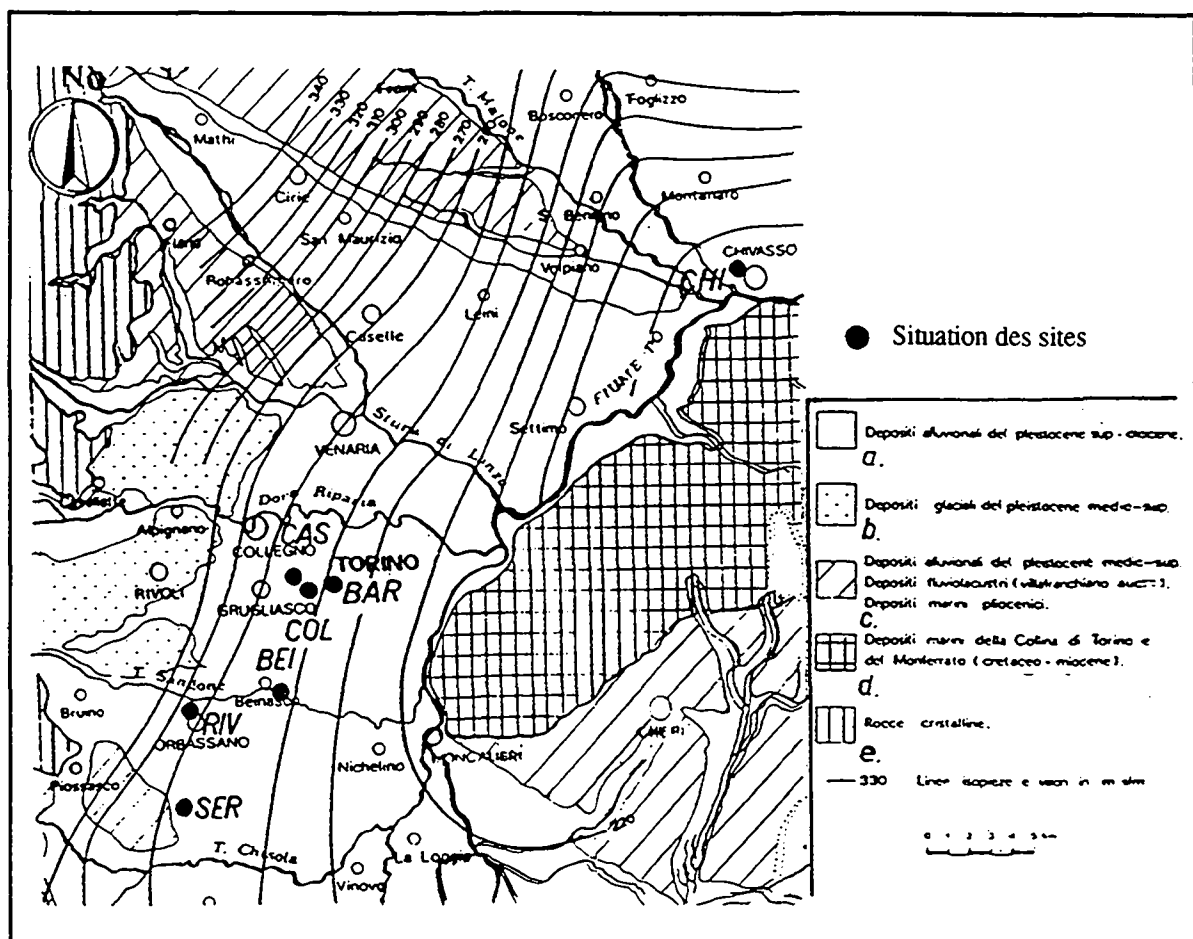


Fig.III.1.3.1- Situation des sites autour de Turin au 1:100'000

Le développement agricole et industriel, ainsi que les grands centres urbains qui caractérisent cette Province de plus de 2 millions d'habitants, pour une superficie de 6'800 km², interfèrent fortement avec les ressources hydriques souterraines. Ainsi, Bortolami et al (1985) ont recensé 253 décharges, 159 gravières et 840 puits perdus dans une nappe qui est par ailleurs exploitée par plus de 380 puits d'eaux pour la consommation.

Tous les sites de décharges étudiés se situent en plaine, dans la périphérie industrielle et urbaine du grand Turin. Il s'agit de 4 décharges urbaines (RSUA: Rifiuti Solidi Urbani e Assimilati - déchets urbains solides et assimilés), ainsi que de deux décharges pour déchets spéciaux et d'un site industriel contaminé par des solvants chlorés qui seront présentés plus loin.

En Italie, les décharges d'ordures ménagères et assimilées doivent répondre aux critères de planifications, de constructions et de gestions fixés par les décrets 915 du 10 septembre 1982 et du 27 juillet 1984. Ces textes renforcent la loi-cadre sur la protection des eaux de 1976 (dite "loi Merli") dans les domaines spécifiques de l'enfouissement ("smaltimento") des déchets et visent notamment à combattre les phénomènes de percolation et de contamination des aquifères. Le texte précise entre autres que "les décharges doivent être conçues, construites et gérées pour prévenir toute contamination des eaux souterraines ou des eaux de surface par les percolats".

L'équipement technique minimal comprend une double barrière imperméable (argiles compactés et membrane synthétique) ainsi qu'un système de récolte et de traitement des percolats et des gaz. En outre, afin de permettre le contrôle de la qualité des eaux par les organismes compétents, en l'occurrence les Laboratoires de la santé publique (L.S.P. - Laboratorio di Sanità Pubblica), chaque site de décharge doit être équipé d'un réseau de surveillance et d'un ou plusieurs puits "d'écumage" (pozzo di spurgo, littéralement puits de purge) devant permettre une première intervention en cas de pollution.

Toutes les décharges échantillonnées répondent aux normes de bases du décret 915, même si dans les détails, les caractéristiques techniques ne sont un pas toujours adaptées à la réalité hydrogéologique locale (par exemple réseau de surveillance mal placé par rapport à la direction des écoulements). G.L. Soldi du LSP de Grugliasco a montré (1996) que les mesures techniques ne suffisent malheureusement pas à éviter des contaminations de la nappe. Ainsi sur 15 décharges urbaines construites selon les critères de la loi, 10 polluent la nappe après quelques années d'activités.

Les principales caractéristiques des décharges urbaines étudiées sont les suivantes:

- CAS: située à l'ouest de la périphérie de Turin, cette décharge ouverte en 1992 est en cours d'exploitation. Elle comprend 3 compartiments permettant de recevoir au total plus de 500'000 m³ d'OM et assimilées.
- COL: cette décharge de 450'000 m³ a été ouverte en 1989 à 700 m au sud est du site de CAS (Soldi, 1996, sous le nom de "Serpera"). Elle a été fermée définitivement en 1993 avec la pose d'une couverture imperméable. Elle a reçu des OM solides et des boues de STEP. Elle connaît actuellement des problèmes de tassement et de diffusion des gaz .
- BEI: cette décharge de la banlieue sud-ouest de Turin est encore en activité. Réalisée en 1991 elle peut accueillir 450'000 m³ de déchets urbains.

• SER: cette décharge reçoit des OM et déchets de l'industrie automobile assimilés aux OM (boudre de shredder p.ex.). Prévue pour accueillir environ 50'000 m³ de déchets, elle a été ouverte fin 1990.

b.) Classes de déchets

Les décharges échantillonnées ont reçu, ou reçoivent encore, des ordures ménagères et quelques déchets assimilés (artisanat, démolition). Nous ne disposons pas de renseignements précis concernant la composition des ordures ménagères de Turin. Nous présentons ici (fig.III.1.3.2) l'exemple d'une autre grande agglomération du Nord de l'Italie (Ferrara, tiré de Ardizzoni et al., 1993) et une compilation de la poubelle de "l'italien moyen" (tiré de Del Greco et Oggeri, 1993).

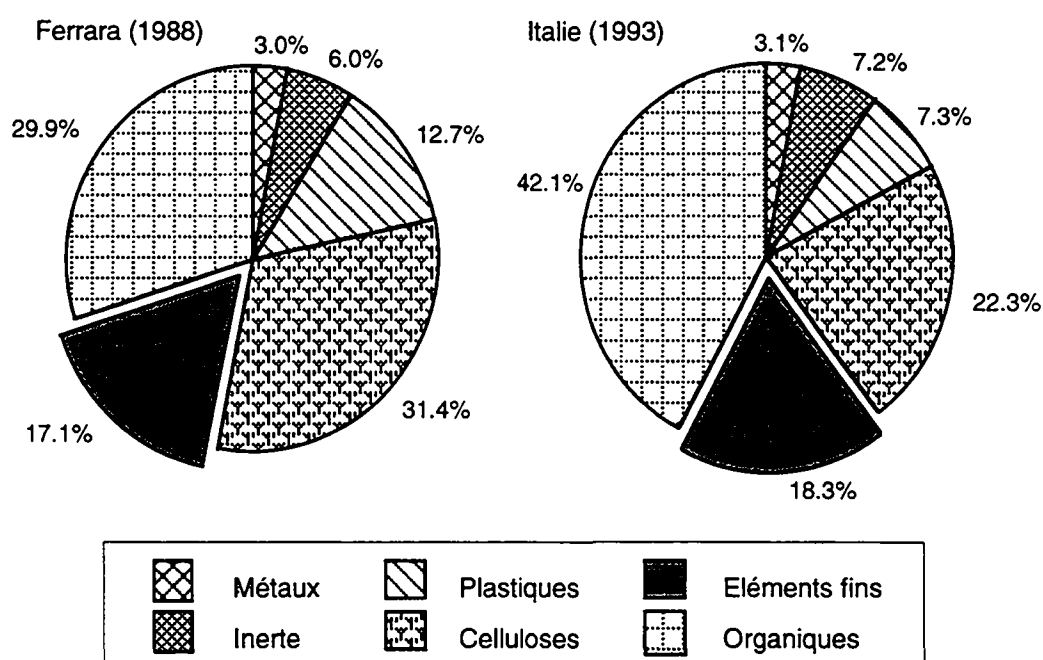


Fig.III.1.3.2- Composition des ordures ménagères à Ferrara et en Italie.

Ces deux compilations statistiques montrent passablement de disparités, notamment en ce qui concerne la teneur en celluloses (papiers, cartons, tissus, bois) et en organiques (déchets alimentaires). Les proportions de Ferrara sont toutefois très semblables à la composition des O.M. en Suisse et en France (chap.III.1.1 et 1.2).

c.) Situation géologique régionale

Du point de vue morphologique, trois unités différentes peuvent être distinguées (Bortolami et al, 1980).

La *plaine* constitue la zone centrale de la Province. Elle est bordée à l'ouest et au nord par la *bordure alpine* et à l'est par une *région colinéaire* (fig.III.1.3.1).

Cinq unités lithologiques peuvent être distinguées (Bortolami et al, 1990):

- les dépôts de types continentaux regroupent les sédiments fluviaux (lettre a. de la légende fig.III.1.3.1), fluvio-glaciaires et glaciaires datant de la période Pléistocène moyen - Holocène (b.).
- les dépôts fluvio-lacustres de faciès dit "Villafranchien" comprennent les dépôts fluviaux, palustres et lacustres datant du Pliocène supérieur - Pléistocène inférieur (c.).
- les dépôts marins pliocènes (faciès sableux et argileux) (c.).
- les dépôts marins pré-pliocènes qui correspondent à la succession de dépôts tertiaires qui affleurent dans la zone des Collines de Turin (d.).
- le substratum cristallin qui borde la plaine du Pô en ouest et au nord (e.).

Les sites échantillonnés se situent tous dans les dépôts alluviaux du Pléistocène supérieur - Holocène dont l'épaisseur varie entre 20 et 70 mètres.

Ces dépôts fluviaux et fluvio-glaciaires forment une série de terrasses composées de sables et de graviers avec des lentilles limono-argileuses.

Les terrasses les plus basses se trouvent le long des cours d'eau actuels, où elles forment de larges épandages pouvant dépasser le kilomètre comme à l'amont de Moncalieri. Les terrasses plus anciennes constituent les vastes étendues de la haute et moyenne plaine turinoise. Ces dépôts sont en général recouverts d'un paléosol argileux.

d.) Situation hydrogéologique régionale

Les alluvions qui ont une perméabilité élevée sont le siège d'un aquifère libre. Les gradients hydrauliques passent de 1% dans la haute plaine à 0.1% dans la basse plaine.

La profondeur de la nappe varie de quelques dizaines de mètres dans les hautes terrasses à quelques mètres à proximité des cours d'eau auxquels les niveaux piézométriques se raccordent. Les variations saisonnières du niveau de la nappe oscillent de 5 à 6 mètres. La direction régionale des écoulements est *ouest - est*, en direction du Pô. Cette direction peut être localement influencée par la présence d'un affluent (voir le cas de BEI).

Les eaux de la nappe alluviale sont de type bicarbonatée calcique et magnésienne. Les teneurs en sulfates varient entre 40 mg/l et 75 mg/l en bordure des collines de Turin en raison de la présence d'évaporites dans ces formations tertiaires.

Les chlorures ne dépassent en général pas les 30 mg/l et les nitrates ont des concentrations généralement inférieures à la limite CE de 50 mg/l.

Nitrites et ammoniac sont absents des eaux souterraines, à quelques exceptions liées semble-t-il à la présence de tourbes qui favorisent la réduction des nitrates (Bortolami et al, 1990).

1.3.2. Caractérisation de la pollution de la nappe

a.) Pollutions généralisées

Suite au recensement, en 1985, des activités anthropiques interagissant avec les eaux souterraines, Bortolami et al ont publié en 1990 les résultats d'une étude des principaux paramètres chimiques de la nappe de Turin. Cette étude permet de dresser un bilan global sur la qualité des eaux souterraines.

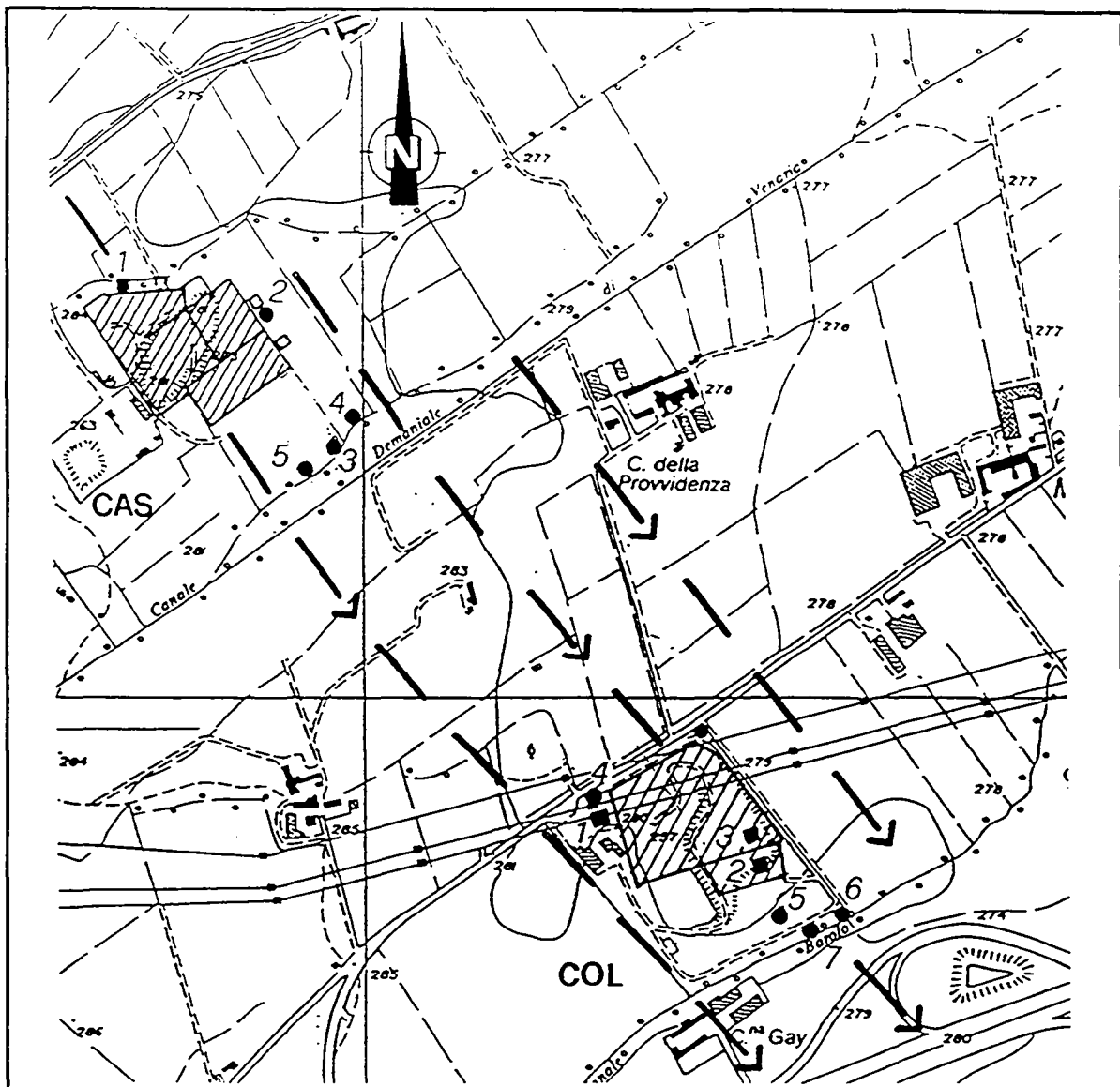


Fig.III.1.3.3- Situation des sites de COL et CAS et points d'échantillonnage au 1:10'000. Les flèches indiquent la direction d'écoulement de la nappe.

Comme nous l'avons vu ci-dessus, l'aquifère turinois ne présente pas de pollution marquée en macro-composant inorganiques. Les analyses du Pb, Mn, Cr et Cu ont montrés que les eaux de la plaine n'étaient en général pas contaminées par ces métaux. Ainsi 90 % des eaux analysées ne contiennent pas de Pb, Cu et Cr.

Une pollution en solvants chlorés touche par contre presque toute la basse plaine du Pô. Ces solvants sont utilisés en grande quantité par les industries implantées autour de Turin. Pour plus de détails sur l'utilisation de ces solvants et leur arrivée dans l'aquifère nous renvoyons le lecteur au chapitre III.3.2. Les concentrations maximales ont été observées dans la région métropolitaine de Turin, avec des teneurs pouvant dépasser les 200 µg/l. Le reste de la nappe est généralement contaminé par une pollution diffuse (inférieure à 30 mg/l) attribuée aux retombées atmosphériques. Le solvant le plus fréquent est le perchloréthylène.

Une autre pollution diffuse est liée à l'emploi des désherbants dans la culture intensive du maïs et du blé. L'emploi de ces produits a entraîné une pollution importante de la nappe où les concentrations en atrazine, simazine, propazine et bentazone peuvent dépasser la limite CE de potabilité de 0.1 µg/l pour atteindre 1 µg/l (Bortolami et al, 1990).

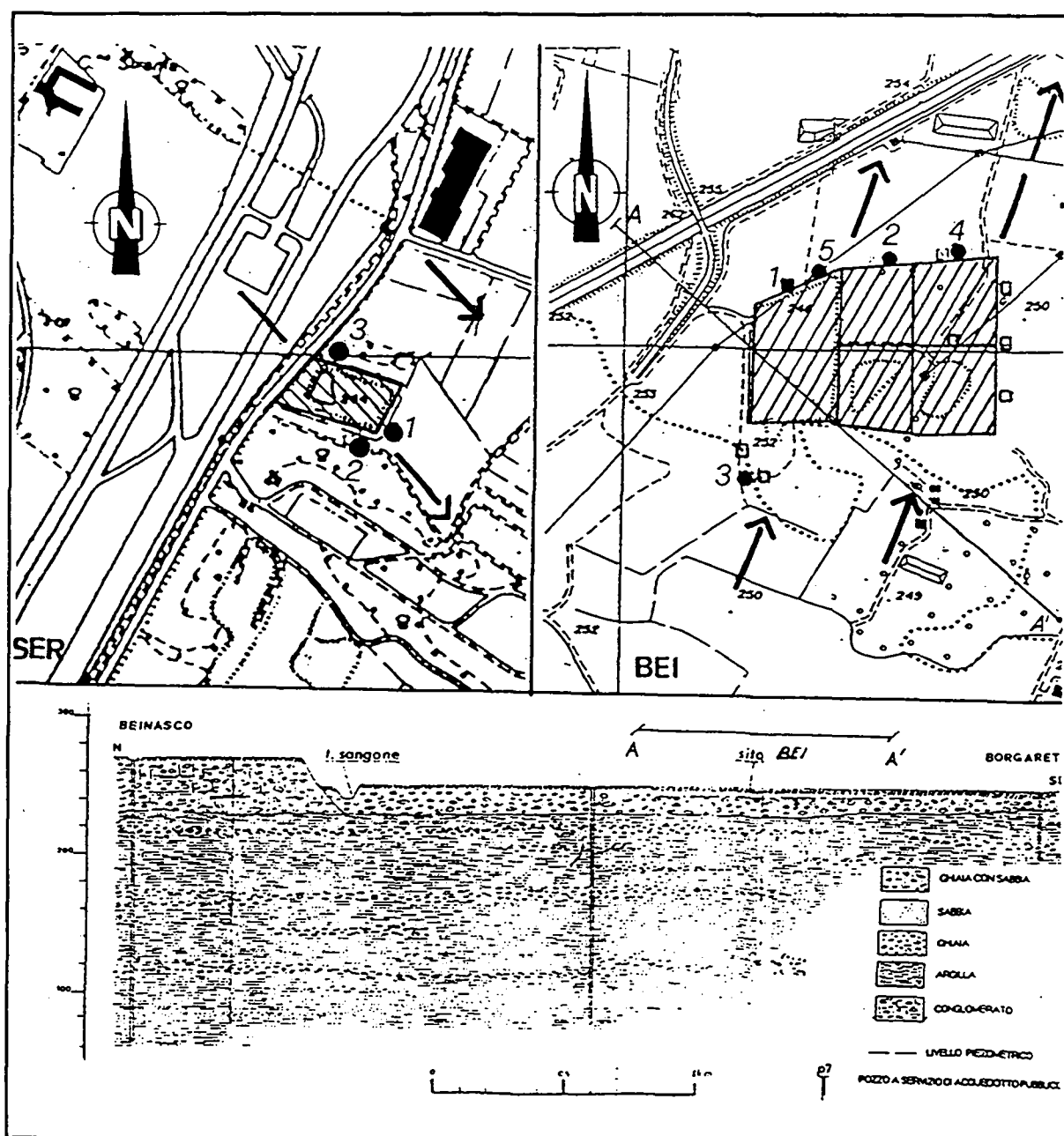


Fig.III.1.3.4- Situation des sites de SER et BEI et points d'échantillonnage au 1:10'000 et coupe géologique dans la région de BEI. Les flèches indiquent la direction d'écoulement de la nappe.

b.) Pollution liées aux décharges étudiées

Seuls trois des quatre sites étudiés polluent la nappe de manière significative. C'est-à-dire que des changements de la qualité des eaux entre l'amont et l'aval de la décharge ont été détectés sur quelques uns des paramètres suivis régulièrement par le LSP, à savoir l'ammoniaque, les chlorures, les sulfates, la demande en oxygène, le fer, le manganèse le nickel, les bicarbonates, la dureté ainsi que température et conductivité.

- CAS: La surveillance effectuée par le Laboratorio di Sanità Pubblica (LSP) n'indique actuellement aucun signe clair de pollution de la nappe sur la base des paramètres suivis (Soldi, com. orale, 1996).
- COL: Une pollution de la nappe environnante par les chlorures et l'ammoniaque (Soldi et al, 1996) puis par des solvants organo-chlorés (Pavone et al, 1991, 1992) a été mise en évidence deux ans après le début des activités de la décharge.
- BEI: La nappe environnante a été polluée à partir de la deuxième année de mise en service du site, avec notamment l'apparition d'ammoniaque et l'augmentation des teneurs en manganèse en aval de la décharge (Soldi, 1996, "Bandito landfill").
- SER: Les premiers signes d'une pollution de la nappe ont été détectés en 1995, avec l'apparition d'ammoniaque et une légère hausse en fer et manganèse.

1.3.3. Observations lors de la campagne du GEOLEP

a.) Points de prélèvement des échantillons

Tous les échantillons d'eaux souterraines ont été prélevés par pompage. Les percolats ont été prélevés à l'aide d'une pissette.

Les points suivants ont été échantillonnés:

- CAS: Cinq échantillons ont été prélevés. CAS-1 est un mélange des percolats de toutes les cellules prélevées dans une fosse de réunion. Le piézomètre amont était inaccessible le jour du prélèvement. CAS-2 et 3 ont été prélevés dans des piézomètres en PVC, CAS-4 et 5 dans des puits d'écémage en acier (fig.III.1.3.3).
- COL: Sept échantillons ont été prélevés dont certains à double (COL-1, 4, 6 et 7) lors de 2 campagnes. COL-1 a été prélevé dans la fosse qui recueille les percolats de toutes les cellules. COL-2 et 3 ont été échantillonnés à la sortie des drainages sous l'étanchéité de polyéthylène des cellules de la décharge. COL-4 a été prélevé dans le piézomètre amont et COL-5 et 6 dans ceux situés en aval. COL-7 a été échantillonné dans le puits d'écémage aval (fig.III.1.3.3).

• BEI: Cinq échantillons ont été prélevés. BEI-1 est le mélange des percolats. BEI-3 a été prélevé en amont (piézomètre PVC), BEI-2, 4 et 5 ont été pompés dans des piézomètres en acier situés à l'aval de la décharge (fig.III.1.3.4). On notera aussi qu'à BEI, la direction locale des écoulements est *sud - ouest nord - est* en raison de la présence de la rivière Sangone qui draine la nappe (fig.III.1.3.4).

• SER: Nous n'avons pas eu accès au percolat. Trois échantillons ont été prélevés dans des piézomètres en PVC: SER-1 et 2 sont situés à l'aval de la décharge, SER-3 étant placé en amont.

b.) Les mesures in-situ

Les mesures in-situ sur les différents sites confirment les pollutions observées par le LSP. En effet à BEI et COL, la conductivité est manifestement plus élevée en aval qu'en amont. A SER, c'est aussi le cas, ce qui confirme que la pollution continue de croître autour de ce site (tab.III.1.3.5).

Les mesures de pH et de Eh mettent moins en évidence la pollution, bien qu'une tendance à la baisse de ces deux paramètres ait lieu entre l'amont et l'aval des sites.

code	date prél.	type d'éch	T (°C)	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	Eh mV	rH
BEI-1	17.10.1995	percolat		18'200	7.6	-	-
BEI-3	17.10.1995	eaux souterraines amont	14.3	490	7.8	247	24.0
BEI-2	17.10.1995	eaux souterraines aval	15.4	640	7.0	145	18.9
BEI-4	17.10.1995	eaux souterraines aval	16.4	610	7.1	152	19.3
BEI-5	17.10.1995	eaux souterraines aval	16.1	620	7.0	197	20.7
CAS-1	12.10.1995	percolat		2'700	7.6	292	25.1
CAS-2	12.10.1995	eaux souterraines aval	13.8	565	7.5	296	25.0
CAS-3	12.10.1995	eaux souterraines aval	14.0	530	7.3	265	23.6
CAS-4	12.10.1995	eaux souterraines aval	13.3	555	7.3	269	23.7
CAS-5	12.10.1995	eaux souterraines aval	13.4	565	7.3	271	23.8
COL-01	26.9.1995	percolat		16'800	7.5	-	-
COL-01	16.10.1995	percolat		18'000	7.7	-	-
COL-02	26.9.1995	percolat sous étanchéité lot I		14'400	8.4	-	-
COL-03	26.9.1995	percolat sous étanchéité lot II		6'400	8.2	-	-
COL-04	14.6.1995	eaux souterraines amont	13.9	640	7.6	231	23.0
COL-04	16.10.1995	eaux souterraines amont	13.8	655	7.4	225	22.4
COL-05	14.6.1995	eaux souterraines aval	14.6	690	7.5	230	22.8
COL-05	16.10.1995	eaux souterraines aval	14.6	790	7.2	215	21.7
COL-06	14.6.1995	eaux souterraines aval	14.2	600	7.4	230	22.6
COL-06	16.10.1995	eaux souterraines aval	14.2	610	7.4	250	23.3
COL-07	14.6.1995	eaux souterraines aval	14.0	600	8	236	24.0
COL-07	16.10.1995	eaux souterraines aval		590	7.5	224	22.6
SER-3	19.6.1995	eaux souterraines amont	13.5	270	7.3	160	20.0
SER-1	19.6.1995	eaux souterraines aval	13.9	370	6.8	219	21.0
SER-2	19.6.1995	eaux souterraines aval	13.7	320	8	60	18.0

Tab.III.1.3.5- Mesures in situ autour des sites de décharges urbaines de Turin.

Les percolats ont un pH basique et on constate que le fond d'imperméabilisation en argile rend les percolats encore plus alcalins, le pH passant de 7.5 - 7.7 dans le percolat à 8.2 - 8.4.

La mesure de la conductivité montre aussi une grande disparité entre les percolats des BEI et COL, très chargés (plus de 15'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), et celui de CAS (2'700 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Enfin ces mesures montrent une assez bonne stabilité entre les prélèvements de juin et ceux d'octobre effectués à COL.

c.) Choix des référentiels

Seul CAS ne possède pas de référentiel amont. Les autres sites ont tous un référentiel local.

Nous avons utilisé la médiane AQUITYP-Quaternaire comme référence externe pour tester les références locales. Nous remarquerons que du point de vue des macro-composants notre référence externe et les eaux de la nappe turinoise sont du même type (bicarbonaté calcique).

La comparaison entre ces eaux fait apparaître quelques différences, soit d'origine géogène, soit d'origine plus locale et vraisemblablement anthropique (tab.III.1.3.6).

	Q-50%	Q-90%	BEI-3	COL-4a	COL-4b	SER-3	BEI-3	COL-4a	COL-4b	SER-3
	REF	REF	amont	amont	amont	amont	FcE	FcE	FcE	FcE
SO ₄ [mg/l]	12.1	18.8	89	145	135	28	7	12	11	2
Sr[mg/l]	0.191	0.232	0.931	1.398	1.701	0.092	5	7	9	0
Mg[mg/l]	7.8	11.1	19	29	25	26	2	4	3	3
Fe[mg/l]	0.0023	0.0061	0	0.05	0.03	0.25	0	21	13	>100
Mn[mg/l]	0.0001	0.0004	0	0	0.05	0.03	0	0	>100	>100
Al[$\mu\text{g}/\text{l}$]	5.1	55.8	4.8	18.6	138.2	61	1	4	27	12
B[$\mu\text{g}/\text{l}$]	19.0	27.4	77	27	33.6	10.5	4	1	2	1
Br[$\mu\text{g}/\text{l}$]	12.1	20.2	30	270.6	244	10.5	2	22	20	1
Cr[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.8	1.4	2.7	3.3	1.5	2	4	4	2	3
Li[$\mu\text{g}/\text{l}$]	1.1	1.5	2.4	10.8	13.5	2.2	2	10	12	2
Mo[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	0.2	0.2	0.9	0.3	0.2	1	6	2	1
Ni[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.4	1.0	16.4	9.3	7.4	5.5	42	24	19	14
Pb[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	1.0	20	0	0	0	>100	0	0	0
Rb[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	0.1	1.4	1.3	1.6	1.3	17	16	20	16
Se[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.0	0.1	4.1	3.2	<1	>100	>100	>100	n.v.
Ti[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.1	0.4	1.1	0.4	0.6	>100	>100	>100	>100
U[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.7	0.8	1.2	2.3	2.4	0.2	2	3	3	0
V[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.2	0.3	0.3	0.3	0.2	0.6	2	2	1	3
W[$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	>100	>100	>100	>100

Tab.III.1.3.6- Comparaison des référentiels amonts avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire.

COL présente toute une série d'anomalies peu ou pas visibles sur les deux autres références amont. Il s'agit de SO₄, Sr, Fe, Br, Li, Mo, Se et U. Nous avons déjà eu l'occasion d'évoquer ce cas (Looser et Soldi, 1996) et l'origine des contaminations avait été attribuée à la proximité de la décharge et à l'effet du pompage. Une autre possibilité peut encore être

considérée: notre point en amont de COL pourrait être contaminé par une pollution provenant du site de CAS, compte tenu de leur proximité.

En comparant les teneurs aux points CAS-3, 4 et 5 par rapport à celles de COL-4 nous devons toutefois écarter cette hypothèse, les teneurs en amont du point COL-4 sont toujours plus faibles.

Des anomalies sont aussi visibles à BEI, où B, Ni et Pb ont des teneurs nettement plus élevées que sur les autres références locales ou que la référence externe. SER ne semble par contre pas avoir d'anomalies locales.

D'une façon générale, il faut noter que Mg, Fe, Al, Cr, Li, Ni, Rb, Se, Ti, V et W sont présents à des teneurs plus importantes dans les échantillons de Turin que dans notre référence externe.

Si l'on ne tient pas compte des anomalies locales déjà évoquées et dues à des contaminations anthropiques, les concentrations de ces éléments peuvent être d'origine géogène. Elles peuvent s'expliquer par la présence de sables et graviers d'origine ophiolitique et schisteuse. L'analyse pétrographique effectuée par De Los Cobos (1994, p.22-23) sur un échantillon des alluvions du Pô montre une proportion de 50 % de quartz et feldspath contre seulement 11 % pour un échantillon des alluvions du Plateau vaudois, représentatif du siège des aquifères de la typologie AQUITYP-Quaternaire.

Cette comparaison entre références indique qu'il faut tenir compte d'une importante contamination anthropique à COL-4 et des teneurs un peu plus élevées relevées dans la plaine du Pô que dans notre référence externe. Les référence amonts de BEI et de SER ne présentent pas de contaminations locales significatives.

d.) Les macro-composants

sites de CAS et COL

Les macro-composants ne montrent pas d'anomalies particulières à CAS, où les teneurs observées sont proches de celles de la référence externe.

	COL-5	COL-6	COL-7	COL-1	COL-4	COL-5	COL-6	COL-7
	FcL	FcL	FcL	perc.	amont	aval	aval	aval
NH4 [mg/l]	>100	0	>100	2580	0	9.5	0	1.3
Fe [mg/l]	1	0	3	0.77	0.05	0.05	0.02	0.14
Mn [mg/l]	1480	0	30	0.84	0	1.48	0	0.03

Tab.III.1.3.7- Macro-composant présentant une anomalie significative à COL.

A COL par contre, des anomalies se marquent en NH₄, Fe et Mn, le point COL-5 semblant le plus influencé (tab.III.1.3.7). Les prélèvements de juin et d'octobre présentent les mêmes anomalies.

site de BEI

A nouveau ce sont des éléments comme NH₄, Fe et Mn qui ont des teneurs anormales. Le point le plus touché est BEI-4 (tab.III.1.3.8).

	BEI-2	BEI-4	BEI-5	BEI-1	BEI-3	BEI-5	BEI-2	BEI-4
	FcL	FcL	FcL	perc	amont	aval	aval	aval
NH ₄ [mg/l]	>100	>100	>100	2300	0	1.2	2	9.1
Fe [mg/l]	>100	>100	>100	1.4	0	0.59	3.81	4.14
Mn [mg/l]	>100	>100	>100	0.64	0	6.25	3.82	4.11

Tab.III.1.3.8- Macro-composant présentant une anomalie significative à BEI.

site de SER

Les premiers signes d'une pollution de la nappe sont mis en évidence par la présence d'ammoniaque, de nitrites, et des anomalies en fer et manganèse (tab.III.1.3.9).

	SER-1	SER-2	SER-3	SER-1	SER-2
	FcL	FcL	amont	aval	aval
NO ₂ [mg/l]	0	40	0	0	0.04
NH ₄ [mg/l]	0	>100	0	0	2.5
NO ₃ [mg/l]	3	0	21.7	54.4	8.3
Mn [mg/l]	1	5	0.03	0.02	0.15
Fe [mg/l]	6	4	0.25	1.41	1.1

Tab.III.1.3.9- Macro-composant présentant une anomalie significative à SER.

La chute de la teneur en nitrates au point SER-2 indique aussi que les eaux subissent une dénitrification, signe de l'avance de la pollution. Ce phénomène est suffisamment significatif pour pouvoir prouver l'influence du percolat sur les eaux souterraines.

e.) Les traces inorganiques

Percolats

Les trois percolats que nous avons échantillonnés montrent une composition assez similaire (fig.III.1.3.10). Les concentrations sont généralement plus élevées dans COL puis BEI et enfin CAS.

Les différences les plus notables ont surtout lieu pour les traces exotiques (concentrations ≤ 1 μ g/l), ainsi que pour Sn, Zr, W, Mo et Cs.

il faut noter que les trois sites présentent des traces que nous attribuons typiquement aux déchets industriels.

Les concentrations sont en général d'un facteur 100 plus élevées dans les percolats que dans les eaux souterraines représentées ici par la médiane de la référence AQUITYP-Total.

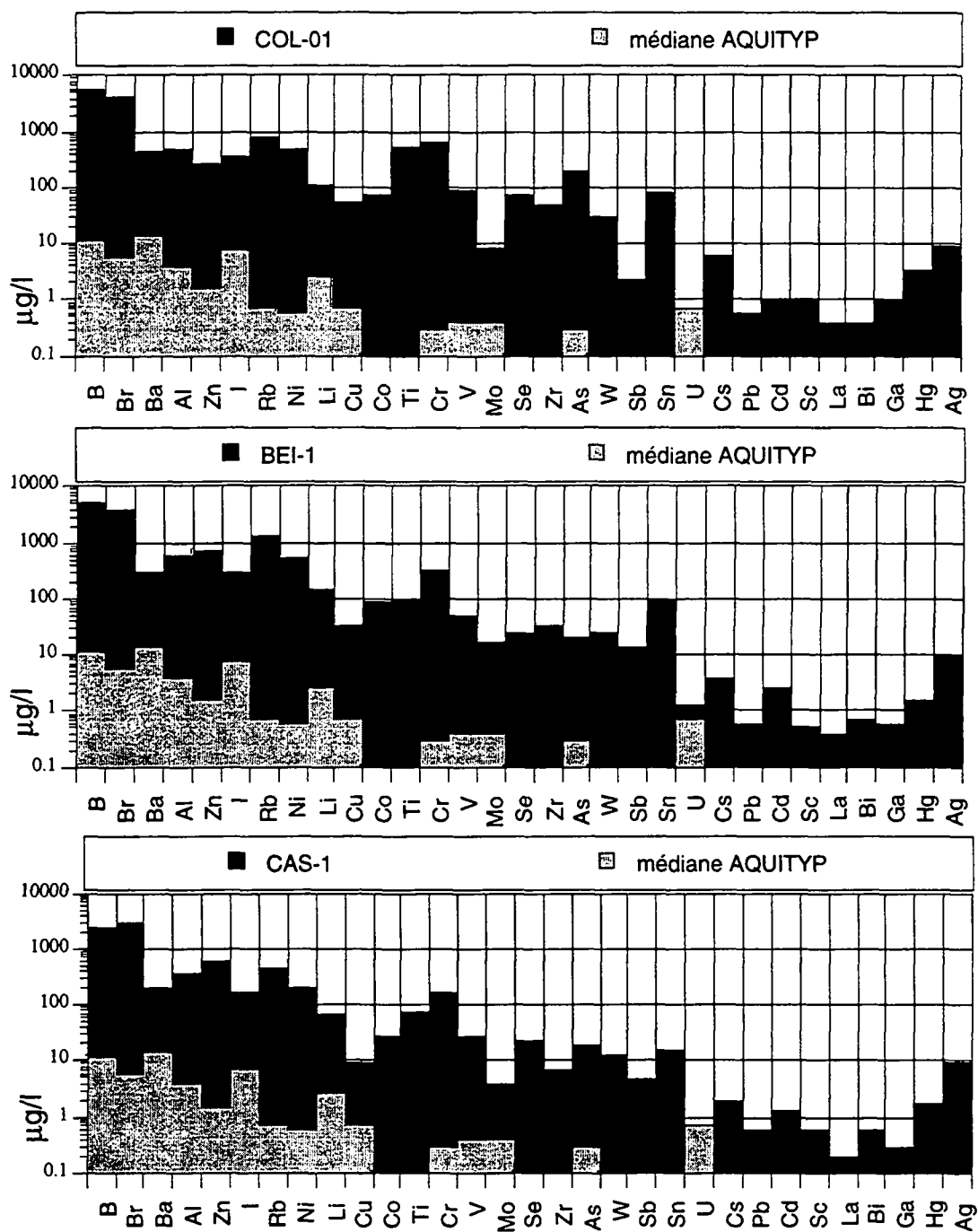


Fig.III.1.3.10- Traces inorganiques dans les percolats de CAS, COL et BEI et comparaison par rapport à la médiane de la référence AQUITYP-Total.

Eaux souterraines - CAS

Pour ce site, il faut distinguer les anomalies présentes sur tous les points à des teneurs similaires (Se, Rb, et Li) et les anomalies affectant surtout les piézomètres CAS-2 et 5.

On notera que le comportement différent de CAS-3 pourtant voisin de CAS-4 et 5 est dû au fait qu'il s'agit d'un puits d'écumage, moins profond que les piézomètres (tab.III.1.3.11).

Les éléments présents de façon anormale et dont les concentrations dépassent le centile 90% des aquifères du Cristallin ou de la compilation AQUITYP sont Br, Ni, Cr, Ti. Les autres éléments (Al et Mo) bien que présentant des anomalies, ont des concentrations pouvant s'expliquer par une provenance géogène (ophiolites par exemple).

Br est présent en teneur anormale a tous les points. Toutefois en tenant compte du fait que les eaux de la nappe de Turin ont des teneurs en Br généralement voisines de 30 µg/l, le point CAS-4 présente une anomalie encore significative avec une concentration de plus de 90 µg/l et il en est de même pour CAS-5 et 2. Ce raisonnement s'applique aussi à Ni et Cr, qui présentent ainsi des anomalies significatives en CAS-2 et 5.

	CAS-2	CAS-3	CAS-4	CAS-5	CAS-2	CAS-3	CAS-4	CAS-5
	FcE	FcE	FcE	FcE	aval	aval	aval	aval
Br [µg/l]	3	2	8	5	38.5	18.6	98.9	61
Rb [µg/l]	8	9	13	10	0.6	0.7	1.0	0.8
Al [µg/l]	10	1	1	5	52.2	5.9	6.7	24.9
Ni [µg/l]	24	19	10	35	9.2	7.3	3.9	13.5
Cr [µg/l]	5	3	3	6	3.7	2.2	2.0	4.6
Ti [µg/l]	>100	>100	>100	>100	2.1	0.7	0.5	1.1
Li [µg/l]	2	5	3	8	2.2	5.7	3.8	9.1
Se [µg/l]	>100	>100	>100	>100	1.0	1.1	1.3	1.2
Mo [µg/l]	1	1	n.v.	16	0.1	0.1	n.d.	2.2

Tab.III.1.3.11- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de CAS.

Se est généralement absent des eaux souterraines non influencées par les activités humaines, sa présence indique donc vraisemblablement une contamination, même si les teneurs observées restent très faibles. On notera encore que tous les éléments présents en quantité anormale dans les eaux souterraines (Br, Ni, Cr et Se) ont des concentrations > 10 µg/l dans le percolat (CAS-1)

Eaux souterraines - COL

Plusieurs traces présentent des anomalies au point COL-5 lors des deux prélèvements effectués en juin et octobre: Ba, Co, Ni et Mo (tab.III.1.3.12).

V, Zn, Cu, Cr, et I ont des teneurs anormales lors de la campagne d'octobre. On notera que les points COL-6 et 7 sont aussi influencés.

En raison de leurs teneurs, Ba, Cu, Cr, I, Mo, Zn et V peuvent avoir une origine géogène. Ce n'est toutefois pas le cas de Ni (90 µg/l) et Co qui ont certainement une origine anthropique.

En tenant compte des anomalies de la référence locale, Br et Se ont aussi des concentrations élevées à COL-6 et COL-7.

	COL-4	- 5	- 6	- 7	COL-5	COL-6	COL-7	COL-4	- 5	- 6	- 7	COL-5	COL-6	COL-7
µg/l	amont	FcL	FcL	FcL	aval	aval	aval	amont	FcL	FcL	FcL	aval	aval	aval
date	06.95				06.95	06.95	06.95	10.95				10.95	10.95	10.95
Ba	21.7	2	1	1	37.6	23.6	18.8	26.5	2	1	1	41	23.7	20.1
Br	270.6	0	1	1	104.8	178.1	186.1	244	0	1	1	118.5	154	132.5
Co	0.2	4	1	1	0.8	0.2	0.1	0.2	6	2	1	1.2	0.3	0.1
Cr	3.3	1	1	1	2.5	1.9	2.4	1.5	0	1	2	0.4	2.2	2.3
Cu	0.6	2	1	1	1.4	0.6	0.5	0.8	1	0	1	0.9	0.3	0.9
I	0.4	1	1	1	0.3	0.3	0.3	0.4	5	3	2	1.9	1.1	0.6
Mo	0.9	2	0	0	1.9	0.2	0.2	0.3	2	1	0	0.5	0.4	0.1
Ni	9.3	10	0	1	90	4.4	5.1	7.4	15	2	1	112.7	14.6	6.6
Se	4.1	0	0	1	0.1	0.1	2.9	3.2	0	1	1	1	2.1	1.7
V	0.3	1	1	1	0.3	0.3	0.3	0.2	2	2	3	0.3	0.3	0.5
Zn	1.9	2	1	1	4	2.5	1	2.2	1	1	1	2.5	1.4	2.7

Tab.III.1.3.12- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de COL.

Eaux souterraines - BEI

Dans le cas du site de BEI, la contamination des piézomètres avals est sans ambiguïté. Une augmentation marquée des teneurs en plusieurs éléments est visible (tab.III.1.3.13), les plus représentatifs sont le Ni, le Ba et le Co. On notera que le Br, souvent utilisé comme traceur ne présente pas de variations significative entre l'amont et l'aval.

	BEI-2	BEI-4	BEI-5	BEI-1	BEI-3	BEI-2	BEI-4	BEI-5
	FcL	FcL	FcL	percolat	amont	aval	aval	aval
Ba [µg/l]	4	5	4	307.8	19.9	81.9	99.3	73.0
Ni [µg/l]	19	20	37	537.2	16.4	318.9	334.6	612.3
Al [µg/l]	4	5	7	610.4	4.8	17.8	23.3	31.3
Li [µg/l]	2	2	1	148.0	2.4	4.8	3.8	3.6
Zn [µg/l]	3	2	4	690.2	2.3	5.9	5.5	9.8
Rb [µg/l]	2	1	2	1275.7	1.4	2.7	1.1	3.4
U [µg/l]	2	2	3	1.3	1.2	2.4	2.7	3.6
I [µg/l]	7	1	5	294.0	0.8	5.9	1.1	3.9
Co [µg/l]	38	38	>100	88.1	0.2	7.6	7.6	23.8
Mo [µg/l]	4	3	4	16.0	0.2	0.8	0.7	0.9
Br [µg/l]	1	1	1	4042.6	30.0	27.4	20.2	34.9

Tab.III.1.3.13- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de COL.

Les autres éléments comme Al, Li, Zn, Rb, U, I et Mo bien que présents à des teneurs pouvant être d'origine géogène, montrent une augmentation amont-aval suffisamment significative pour indiquer un lien avec la décharge.

Remarquons encore que le Se est présent à 0.1 µg/l dans les eaux souterraines, contrairement à CAS et COL où il dépasse le 1 µg/l en quelques points.

Eaux souterraines - SER

Comme nous l'avons vu, la contamination des points SER-2 et 3 s'est déclarée en 1995.

	SER-1	SER-2	SER-3	SER-1	SER-2
	FcL	FcL	amont	aval	aval
Al [$\mu\text{g/l}$]	0	2	61	10.8	116.5
B [$\mu\text{g/l}$]	4	3	10.5	38.5	27
Ni [$\mu\text{g/l}$]	7	4	5.5	38.1	20.1
Cr [$\mu\text{g/l}$]	3	3	2	5.9	5.1
Ti [$\mu\text{g/l}$]	3	1	0.6	1.7	0.8
Mo [$\mu\text{g/l}$]	1	12	0.2	0.2	2.4

Tab.III.1.3.14- Anomalies significatives en traces inorganiques dans les eaux de SER.

Ni et Cr présentent les anomalies les plus significatives (tab.III.1.3.14) et les écarts des teneurs en Al, B, Ti et Mo sont aussi suffisamment important entre l'amont et l'aval pour prouver leur origine anthropique.

f.) Les organiques

Quelques paramètres organiques globaux (solvants chlorés et solvants aromatiques) ont été analysés et non détectés dans les percolats de CAS et dans les eaux de SER.

Par contre, des pollutions par des substances organiques ont été détectées autour de COL et de BEI. Nous les présentons brièvement ci-dessous afin d'évoquer quels sont les substances organiques les plus répandus en relation avec les décharges.

unité: mg/l	COL-04 (amont)	COL-05	COL-06	COL-07	COL-04 (amont)	COL-05	COL-06	COL-07
date	06.95	06.95	06.95	06.95	10.95	10.95	10.95	10.95
benzène	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
perchloréthylène	0.0006	0.0004	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
solv.aromatiques	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
solv. chlorés	0.0009	0.0012	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
toluène	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
trichlorométhane	0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
111 trichloroéthane	0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
trichloréthylène	0.0001	0.0001	<0.0001	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Tab.III.1.3.15- Concentrations en traces organiques dans les eaux de COL.

A COL, nous disposons des analyses effectuées lors des 2 campagnes de prélèvements (tab.III.1.3.15). La présence de solvants dans le piézomètre COL-4 confirme le problème déjà évoqué de la représentativité de ce point. Par ailleurs, une pollution généralisée de la nappe peut aussi être à l'origine de ces anomalies, les mesures effectuées par Pavone et al. (1992) montrent que toute la région présente de fortes anomalies en solvants chlorés. Une contribution de la décharge n'est toutefois pas exclue.

Nous observons qu'en octobre les solvants chlorés ne sont plus décelés dans les eaux, alors qu'ils l'avaient été 4 mois plus tôt. La remontée de la nappe en septembre-octobre pourrait expliquer ce phénomène. Les solvants, légèrement plus denses que l'eau, doivent s'être

répandus sur le fond de l'aquifère (Schwille, 1984), ce qui les rend difficilement observables, d'autant plus que les piézomètres n'atteignent pas la base de la nappe. Le phénomène inverse est observé en ce qui concerne les traces inorganiques, les anomalies sont plus importantes, et sont visibles sur tous les piézomètres, en octobre. Cette augmentation peut être liée au lessivage de la zone non saturée sous la décharge, zone chargée en éléments traces provenant du percolat. L'augmentation de la quantité de percolat suite aux pluies d'automne pourrait aussi être à l'origine de l'augmentation de la contamination.

unité: mg/l	BEI-3 (amont)	BEI-1	BEI-2	BEI-4	BEI-5
date	10.95	10.95	10.95	10.95	10.95
perchloréthylène	0.075	0.011	0.086	0.083	0.088
phénol	n.a.	<0.0001	n.a.	n.a.	n.a.
solv.aromatiques	<0.0001	0.2	<0.0001	<0.0001	<0.0001
solv. chlorés	0.18	0.01	0.21	0.28	0.22
tetrachlorométhane	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
toluène	n.a.	0.2	n.a.	n.a.	n.a.
trichlorométhane	0.025	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.005
111 trichloroéthane	0.035	0.004	0.038	0.105	0.087
trichloréthylène	0.056	<0.0001	0.082	0.088	0.136

Tab.III.1.3.16- Concentrations en traces organiques dans les eaux de BEI.

Autour du site de BEI, les teneurs en solvants sont beaucoup plus importantes, avec des concentrations dépassant les 200 µg/l (tab.III.1.3.16). Dans les deux cas (BEI et COL), le solvant le plus fréquent est le perchloréthylène.

g.) Le tritium

Les valeurs en tritium mesurées dans les percolat de COL et CAS ne sont pas très élevées (entre 300 et 500 UT) et aucune anomalies significatives n'a pu être observée dans la nappe, les valeurs mesurées étant proche du seuil de détection de l'appareil.

1.3.4. Synthèse des cas

a.) Les sites et leur environnement

Tous les sites se trouvent dans un milieu alluvial, composé de sables et graviers a perméabilité élevée. La présence de lentilles argilo-limoneuses fractionne les écoulements au sein d'un aquifère qui dépasse souvent 20 mètres d'épaisseur. La zone non saturée sous les sites de décharges n'est que de 2 à 3 mètres.

b.) Les mesures et analyses

- Les mesures in-situ permettent de repérer les points les plus contaminés, la conductivité fournissant l'indication la plus claire.

- Les macro-composants: sur les points les plus influencés, les composés azotés permettent de mettre en évidence les processus de dénitrification qui interviennent suite à l'incursion du percolat dans la nappe alluviale. Fe et Mn ont aussi des teneurs anormales qui peuvent être attribuées à la décharge. Les autres macro-composants n'ont souvent pas des concentrations suffisamment différentes entre l'amont et l'aval pour marquer clairement la pollution.
- Les traces inorganiques: malgré des références amont souvent contaminées, plusieurs traces ressortent en quantités anormales et surtout à des concentrations suffisamment élevées pour exclure une origine géogène. Les principaux éléments sont Ni, Cr, Co, Br et Se quand il est présent. Dans certains cas, l'Al, le Rb, le Ti, le Ba, le B et le Mo ont des écarts amont-aval suffisamment importants pour indiquer une origine anthropique.
- Les traces organiques: lorsqu'elles sont présentes en concentrations importantes, marquent assez bien les pollutions, mais la pollution générale de la nappe du Pô par ces substances en rend l'emploi délicat.
- Le tritium: bien que les valeurs mesurées dans les percolats soient anormales, elles ne sont pas suffisamment élevées pour servir de marqueur de pollution dans la nappe où la dilution est importante.

c.) Le percolat et les points influencés

- Les percolats que nous avons pu analyser contiennent tout le cortège de traces qui est en principe typique pour des déchets spéciaux et industriels: Se, As, Mo, Ag, Cs, Sb, Cd, Ga, Bi et Sc. Etant donné les nombreux petits ateliers de mécanique qui travaillent pour l'industrie automobile de Turin, il n'est pas exclu que des quantités relativement importantes de déchets de types industriels aboutissent dans ces décharges destinées aux ordures ménagères.
- Les points influencés: le fait de pouvoir disposer d'une référence externe permet de faire ressortir les particularismes géogènes de la plaine du Pô et les éléments manifestement d'origine anthropiques. Ainsi, nous avons pu mettre en évidence une forte contamination liée à la décharge sur la référence en amont de COL. Malgré ces anomalies amont (tab.III.1.3.17) plusieurs éléments montrent encore une augmentation significative de leur concentration en aval du site.

La nappe aux alentours de CAS, réputée non polluée sur la base des macro-composants semble tout de même avoir quelques influences lorsque l'on observe les fortes concentrations en Br, Ni, Cr et Se en aval du site (CAS-5 notamment).

A BEI, la pollution en macro-composants est suffisamment marquée sur tous les piézomètres aval pour éviter toutes ambiguïtés. Le point BEI-5 est le plus influencé (il se situe en plein dans l'axe du flux). Les principales traces relevées à des teneurs anormales sont Ni, Ba, Al et Co.

A SER, où la pollution vient de se déclarer, les teneurs anormales en Ni et Cr indiquent que le point SER-1 est aussi touché, SER-2 l'étant nettement plus comme l'indique la présence anormale d'ammoniaque et de nitrites.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
CAS-1	percolat			B, Ba, Br, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Cs, Cd, Hg, Ag	•
CAS-2	eaux souterraines aval	faible		Rb, Al, Ni, Cr, Ti, Se	+
CAS-3	eaux souterraines aval	très faible		Rb, Ni, Ti, Li, Se	+
CAS-4	eaux souterraines aval	très faible		Br, Rb, Ni, Ti, Se	+
CAS-5	eaux souterraines aval	faible		Br, Rb, Al, Ni, Cr, Ti, Li, Se, Mo	+
COL-1	percolat			B, Ba, Br, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Cs, Cd, Sc, Ga, Hg, Ag	•
COL-2	percolat sous étanchéité			Br, B, Rb, Cr, Ba, Al, Ti, I, Ni, Zn, Sn, V, Co, Li, Zr, W, Se, As, Mo, Cu, Ag, Cs, Sb, Cd	•
COL-3	percolat sous étanchéité			Br, B, Rb, Cr, Ba, Al, Ti, I, Ni, Zn, Sn, V, Co, Li, Zr, W, Se, As, Mo, Cu, Ag, Sb, Cd	•
COL-4	eaux souterraines amont	faible contamination par la décharge	SO ₄ , Sr, Fe, Mn	Al, (Br), Li, Ni, Rb, (Se), Ti, W	+
COL-5	eaux souterraines aval	forte	NH ₄ , Mn	Ba, Co, I, Mo, Ni, V	*
COL-6	eaux souterraines aval	très faible		Co, I, Ni, V	+
COL-7	eaux souterraines aval	faible	NH ₄ , Mn, Fe	Cr, I, V	+
BEI-1	percolat			B, Ba, Br, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Cs, Cd, U, Hg, Ag	•
BEI-2	eaux souterraines aval	forte	NH ₄ , Mn, Fe	Ba, Ni, Al, Li, Zn, Rb, U, I, Co, Mo,	+
BEI-3	eaux souterraines amont	nulle	SO ₄ , Sr,	Ni, (Pb), Rb, Se, Ti, W	o
BEI-4	eaux souterraines aval	forte	NH ₄ , Mn, Fe	Ba, Ni, Al, Li, Zn, U, Co, Mo	+
BEI-5	eaux souterraines aval	forte	NH ₄ , Mn, Fe	Ba, Ni, Al, Zn, Rb, U, I, Co, Mo,	+
SER-1	eaux souterraines aval	faible	Mn, Fe	B, Ni, Cr, Ti	+
SER-2	eaux souterraines aval	faible	NO ₂ , NH ₄ , Mn, Fe	Al, B, Ni, Cr, Mo	+
SER-3	eaux souterraines amont	nulle	Fe	Al, Ni, Rb, Ti, W	o

Tab.III.1.3.17- Bilan des observations sur la nappe (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. >>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 µg/l.

d.) Bilan de l'apport des traces inorganiques

Dans plusieurs des cas étudiés, les traces inorganiques permettent d'améliorer le diagnostic de pollution établis sur la base d'un suivi régulier des principaux macro-composants et des principaux paramètres organiques.

La présence de déchets d'origine industrielle au sein des ordures ménagères est confirmée.

1.4. Décharges urbaines dans la chaîne du Jura suisse

Nous avons regroupé ici deux sites situés dans la chaîne du Jura suisse. L'un des sites est directement en relation avec le karst (OIS), alors que l'autre se situe sur des terrains glaciaires peu perméables et n'a ainsi pas de relation directe avec les calcaires sous-jacent (COM).

1.4.1. Site sur calcaires (OIS)

a.) Description du site et bref historique

Le site de OIS se situe dans l'Ajoie, au coeur de la chaîne du Jura. Dans les années 60, cette décharge rurale remplissait un petit thalweg. Par la suite elle s'est étendue dans une ancienne carrière de chaux. Elle a reçu les ordures ménagères de l'agglomération voisine de Porrentruy, ainsi que "des matériaux de toutes sortes (y compris des boues d'épuration, des boues de garages, des dépôts chimiques, etc.)" (Babey, 1996). Le site a été recouvert et fermé en 1977. Il devrait être déplacé dans une décharge contrôlée, ceci en relation avec les travaux de la "Transjurane" (route nationale). Le dépôt a un volume de 280'000 m³, réparti sur environ 50'000 m², l'épaisseur des déchets oscille entre 3 et 10 m.

b.) Contexte géologique et hydrogéologique

La partie de la décharge qui comble l'ancien thalweg repose sur une formation conglomératique du Tertiaire. La plus grande part des dépôts sont toutefois en contact direct avec les calcaires du Malm qui ont fait l'objet d'une exploitation en carrière (fig.III.1.4.1). Le site se trouve sur le flanc nord de l'anticlinal du Banné, anticlinal très peu marqué, car l'Ajoie se situe dans le domaine du Jura tabulaire.

Les eaux qui s'infiltrent dans cette région vont alimenter le système karstique de l'Ajoulotte. Ce collecteur souterrain est le plus important de la région: il draine toute la vallée sèche de la Haute-Ajoie, à l'ouest de Porrentruy (Evard et Meury, 1986, Gretillat, 1996). L'Ajoulotte alimente principalement la source de la Beuchire (débit moyen 700 l/s) qui sort au centre de Porrentruy, ainsi que de petites sources associées (Masset, Chaumont, Boucherie).

Le trou émissif du Creugenat sert de trop-plein temporaire à ces émergences. L'émergence des eaux a lieu à la base des calcaires du Kimmeridgien, au-dessus des marnes du Banné (limite Séquanien-Kimmeridgien).

Le bassin hydrogéologique des sources de la Beuchire a une superficie de 48 km². Il se situe essentiellement dans le Jura tabulaire, à des altitudes oscillant entre 400 et 580 m, la partie située dans le Jura plissé atteignant 840 m. Les précipitations totales sont de 1'200 mm/an en moyenne.

De par sa taille, sa position et sa nature karstique, ce bassin est soumis à d'importantes influences anthropiques de toutes natures: décharges sauvages, agriculture, déversement d'eaux usées et d'eau de ruissellement routier (Bouvier, 1986).

Un essai de traçage effectué à l'est de la décharge a permis d'obtenir une vitesse de circulation d'environ 300 m/h (Freiburghaus, 1994). Cet ordre de grandeur concorde avec la vitesse déjà obtenue dans le karst Ajoulot par Schweizer (1986).

La direction des écoulements est sud-nord au voisinage de la décharge, puis ouest-est à proximité de l'Ajoulotte .

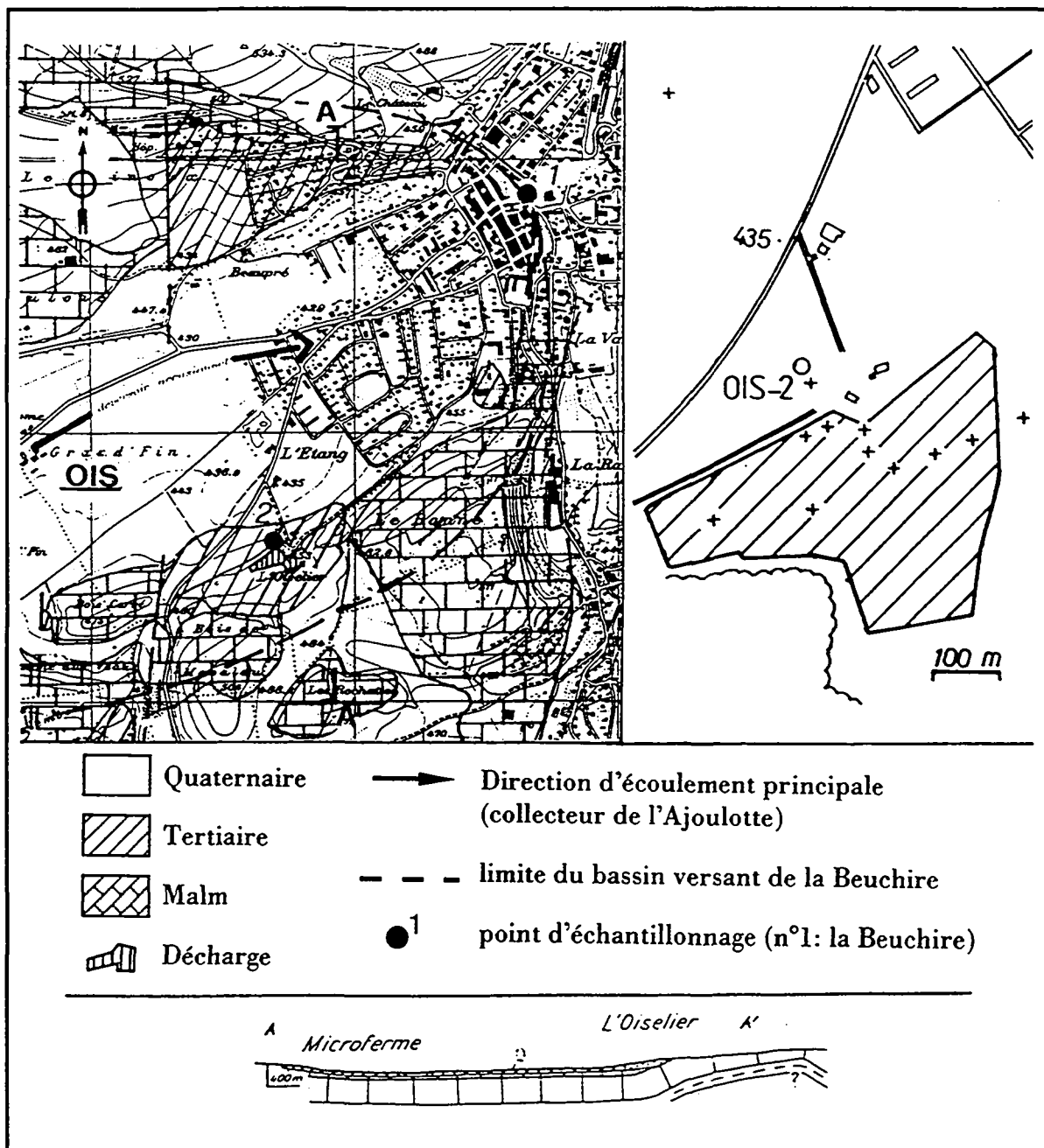


Fig.III.1.4.1- Situation du site OIS au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997), limite du bassin de la Beuchire (d'après Freiburghaus, 1994), tracé du cours de l'Ajoulotte (d'après Evard et Meury, 1986), esquisse tectonique et coupe géologique (d'après Schneider, 1960). A droite plan du site au 1:10'000.

c.) Analyses des eaux

Une série limitée d'analyses des eaux a été effectuée dans le cadre d'une étude sur l'impact hydrogéologique de la décharge par S. Freiburghaus (1994).

Caractérisation de la pollution

Le travail cité a notamment mis en évidence la présence de solvants organo-chlorés dans la décharge. Les teneurs mesurées sont toutefois relativement faibles (0.7 µg/l de perchloréthylène et 1.7 µg/l de trichloréthylène). Un des mécanismes évoqués pour expliquer ces faibles concentrations est une dégradation partielle des solvants par voie microbienne. Ce phénomène n'a toutefois pas pu être vérifié dans ce cas.

L'entraînement de ces substances sur le fond de l'aquifère, d'une part en raison de leurs caractéristiques (densité, viscosité) et d'autre part en raison du lessivage par les eaux d'infiltration a aussi été évoqué pour expliquer ces basses teneurs. Les analyses de solvant dans deux piézomètres en aval du site (dont le point OIS-2) ont permis de confirmer cette migration en direction de l'Ajoulate. Les concentrations en solvant chlorés observées à la source de Beuchire (0.6 µg/l) sont encore plus faibles, et l'origine ne peut être attribuée exclusivement à la décharge "OIS", d'autres sites et d'autres sources potentielles de pollution étant présentes dans le bassin d'alimentation.

Les analyses périodiques des macro-composants à la source Beuchire ne font rien apparaître d'anormal (il s'agit d'une eau bicarbonatée calcique). Les analyses effectuées sur les eaux du piézomètre aval (OIS-2) ne montrent pas non plus d'anomalie, les valeurs mesurées étant très proches de celles de la source.

Des essais de lixiviations sur des carottes de forages prélevées dans la décharge ont aussi permis de faire ressortir une série d'éléments dont la teneur dépasse les 20 mg/kg de matière sèche. Les plus importants sont Mg, Al, Ti, Mn, Fe (>2'500 mg/kg), Ni, Cu, Zn (>500 mg/kg), Sr, Sn, Ba (>500 mg/l) et Pb (>1'000 mg/l).

Eaux souterraines

Deux échantillons ont été prélevés par S. Freiburghaus, l'un dans le piézomètre situé en aval de la décharge (OIS-2), l'autre à la source de la Beuchire (OIS-1). Seules les analyses de traces ont été effectuées lors de cette campagne.

Les concentrations observées sont assez faibles pour la plupart des éléments, spécialement à la source de Beuchire. Comme nous ne disposons pas d'une référence en amont de la décharge, nous avons pris comme point de comparaison la médiane des analyses AQUITYP pour les roches karstiques carbonatées, rassemblées par Dematteis (1995). En raison d'une couverture tertiaire et quaternaire importante dans le bassin de la source de Beuchire, il faudra aussi tenir compte d'une influence probable de ces lithologies sur le marquage géochimique de nos eaux.

Les calculs des FcE par rapport à notre référence externe montrent que les anomalies les plus importantes sont liées au piézomètre en aval de la décharge (OIS-2). Dans cet échantillon, plus de 15 éléments ont des teneurs qui dépassent significativement la médiane des eaux carbonatées karstiques. A la source Beuchire par contre, seuls 6 éléments présentent une anomalie significative (tab.III.1.4.2). Il faut exclure celle du Zn, qui est manifestement liée à l'équipement présent à l'exutoire de la source.

Parmi ces anomalies, certaines pourraient être d'origine géogène: Dematteis (1995, p. 212) a montré que deux des principaux marqueurs du Malm sont le Ba et le V. Les concentrations naturelles maximales observées pour ces deux éléments sont respectivement de 522 et 1.4 µg/l. L'origine du Ba est donc certainement géogène dans nos deux échantillons, ainsi que les teneurs élevées mesurées lors du lessivage des carottes de forages.

Eaux souterraines	C-50%	C-90%	OIS-1	OIS-2	OIS-1	OIS-2
	REF		SOURCE	PIEZO	FcE	FcE
Al [µg/l]	2.8	31.7	48.9	>500	17	>100
Ba [µg/l]	10.6	38.4	<u>13.2</u>	<u>149</u>	1	14
Br [µg/l]	2.7	9.4	<u>5</u>	<u>2.9</u>	2	1
Cd [µg/l]	0.1	0.1	<u>0.4</u>	<u>0.7</u>	7	11
Cr [µg/l]	0.3	0.8	<u>0.3</u>	<u>2.1</u>	1	7
Cu [µg/l]	0.3	3.0	<u>1.7</u>	15.3	6	54
Fe [mg/l]	0.0012	0.0155	n.d.	0.41	0	>100
La [µg/l]	0.2	1.5	n.d.	0.7	0	4
Li [µg/l]	0.9	2.9	<u>0.7</u>	<u>5</u>	1	6
Mn [mg/l]	0.0008	0.0075	n.d.	0.03	0	16
Ni [µg/l]	0.4	2.2	<u>0.1</u>	<u>1.4</u>	0	3
Pb [µg/l]	0.3	1.9	5	50.7	17	>100
Rb [µg/l]	0.6	1.2	<u>0.7</u>	<u>3.8</u>	1	6
Se [µg/l]	n.a.	n.a.	0.8	1	n.v.	n.v.
Ti [µg/l]	0.2	0.6	<u>0.1</u>	18.6	0	93
U [µg/l]	0.3	0.7	<u>0.5</u>	<u>1.1</u>	2	4
V [µg/l]	0.4	0.7	<u>0.4</u>	5.3	1	14
Zn [µg/l]	0.9	5.4	(2267.6)	19.6	>100	23

Tab.III.1.4.2- Facteur de contamination (FcE) des échantillons OIS-1 et OIS-2 par rapport à la référence AQUITYP (médiane des valeurs pour les aquifères karstiques carbonatés - REF). En gras: les éléments liés à la décharge, souligné: les éléments dont l'origine peut être géogène, entre parenthèse: contamination locale (équipement de la source)

L'origine anthropique de V dans les eaux en aval de la décharge est par contre la plus probable. La lixiviation des carottes de forage confirme la présence de cet élément dans la décharge avec des teneurs d'environ 3 mg/kg, alors que l'origine géogène peut être exclue. Les essais de lixiviation des calcaires du Malm n'ont pas livré de vanadium décelable (Dematteis, 1995).

Les concentrations de Li, Cr et dans une moindre mesure de Rb peuvent être liées à la présence des terrains tertiaires au-dessus des calcaires (voir typologie de la Molasse ou des Flysch).

Les éléments tels que Br, Ni, U, Cd bien qu'ayant des teneurs anormales par rapport à la médiane de notre référence n'ont pas des concentrations suffisamment élevées pour être clairement attribuées à la décharge: elles sont en effet toutes en dessous du centile à 90% mesurés dans le référentiel AQUITYP.

Par contre, les teneurs élevées en Al, Pb, Ti, Cu au point OIS-2 permettent de les attribuer clairement à la décharge. La présence de Pb dans les eaux est d'ailleurs à souligner, car cet élément n'est pratiquement jamais décelé de manière significative dans les eaux ou dans les percolats.

Comme Pb, Se est généralement absent des eaux souterraines. Il est aussi assez peu fréquent dans les décharges et signale la présence de déchets spéciaux (Looser et Soldi, 1996). Les autres éléments typiques de ce genre de déchets ne sont par contre pas décelés de manière significative dans l'échantillon OIS-2 (As, Bi, Cs, Br notamment).

1.4.2 Décharge sur moraine en milieu calcaire (COM)

a.) Description du site et bref historique

Le site de COM se trouve dans un petit vallon au coeur de la chaîne jurassienne.

Depuis les années 1950 jusqu'en 1976, la décharge a reçu les ordures ménagères de la ville toute proche et des déchets tels que carcasses de véhicules, vieilles huiles, déchets encombrants, vieux pneus et résidus industriels. Ces résidus sont constitués de boues d'installations de recyclage des eaux résiduaires, d'eaux des cabines de pistelage et de dévernissage, de dérivés chlorés et de vieilles huiles en provenance d'une agglomération industrielle du pied du Jura.

A partir des années 1976, la plupart des ordures ménagères et les résidus industriels vont prendre le chemin d'un incinérateur et en 1978 la décharge est transformée en décharge classe II. Des dépôts de déchets de chantier et de déchets encombrants mêlés à de petites quantités d'ordures ménagères, de vieux fûts, pneus et déchets de bois ont eût lieu jusqu'à fin 1995.

La surface globale de la décharge avoisine les 12'000 m², pour un volume estimé de 250'000 m³.

b.) Contexte géologique et hydrogéologique

La décharge de COM occupe un petit vallon sur les terrains Crétacé, au contact entre le Valanginien (calcaires micritiques) et l'Hauterivien inférieur marneux. Le pendage régional des couches du Crétacé inférieur et du Malm est de 80 à 90° en direction du NW. Tectoniquement, la décharge de COM se situe sur le flanc sud d'un synclinal, qui à cet endroit, a la forme d'une large cuvette remplie par des sédiments du Tertiaire (molasse d'eau douce).

Une couverture meuble constituée de dépôts glaciaires et fluvio-glaciaires ainsi que d'éboulis de pente recouvre le fond du vallon. Les dépôts glaciaires sont formés de cailloux anguleux ou arrondis de tailles variables (3 à 4 cm de diamètre), agglomérés par une argile sableuse entièrement calcaire (fig.III.1.4.3).

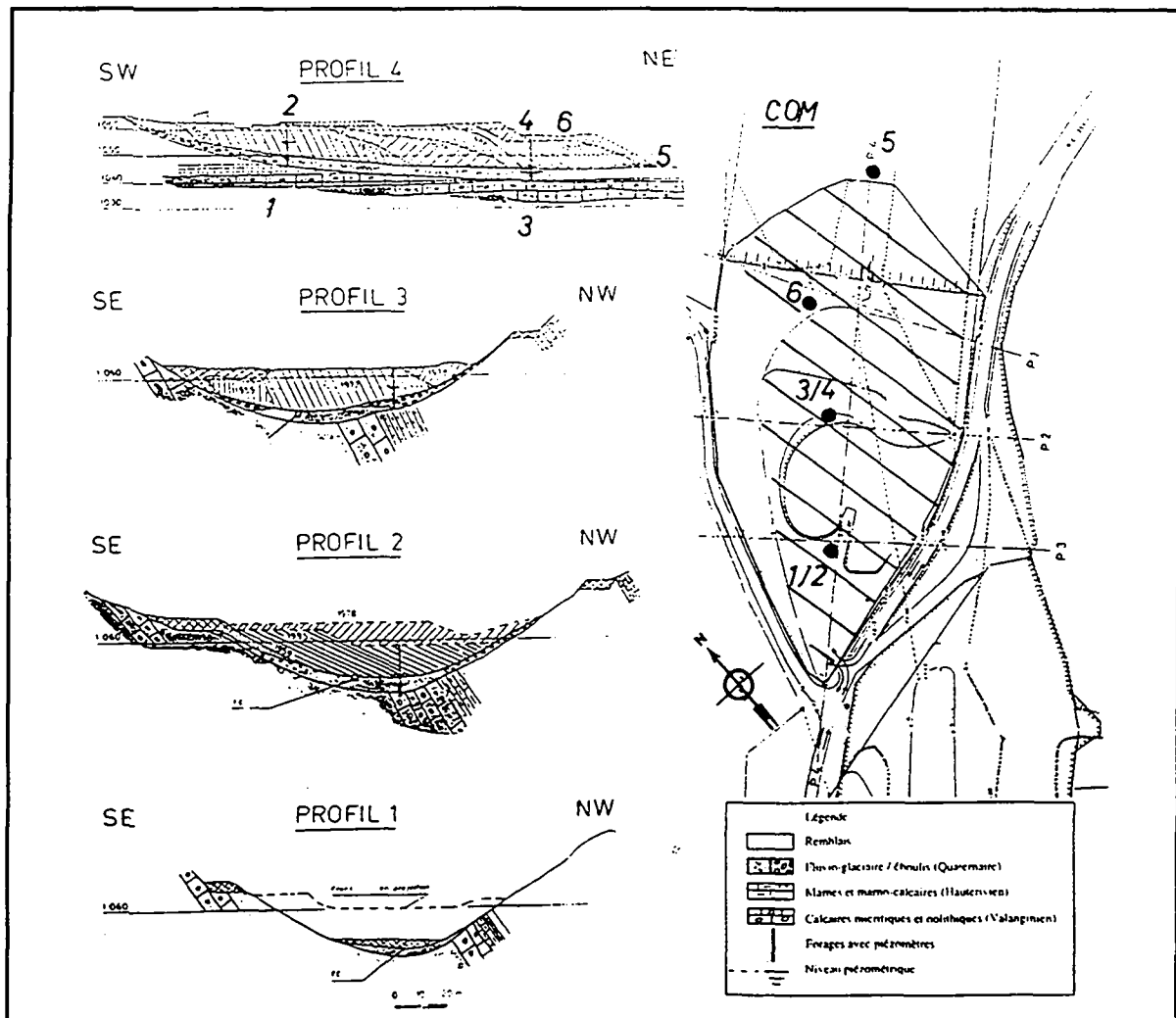


Fig.III.1.4.3- Plan du site de COM, et coupes à travers le site.

Une zone saturée est présente dans le corps de la décharge elle-même. Cette zone est plus importante dans la partie amont du site en raison de la présence d'une couche de remblais peu perméables entre la décharge d'OM et la décharge de classe II. Les eaux situées dans la partie aval de la décharge peuvent s'écouler assez librement en direction du vallon. Les perméabilités mesurées à l'aide de la méthode de Lefranc donnent un ordre de grandeur de 10^{-7} m/s à 10^{-5} m/s. Une estimation des volumes de déchets saturés d'eau peut-être faite:

- Volume saturé en amont: env. 20'500 m³ (épaisseur ≈ 3.4 m, surface moyenne ≈ 6'000 m²).
- Volume saturé en aval: env. 1'100 m³ (épaisseur ≈ 0.2 m, surface moyenne ≈ 5'500 m²).
- Volume total de déchets saturés: env. 22'000 m³.

La porosité des déchets varie passablement en fonction de leur mise en place et de leur âge (Bengtsson et al, 1994). Pour la partie amont un ordre de grandeur de 20% paraît assez réaliste

compte tenu de la compacité des déchets et de la perméabilité très basse mesurée. Avec une telle porosité, le volume des percolats contenu dans la décharge serait d'environ 4'500 m³.

Un bilan hydrique sommaire a été fait sur la base de l'évapotranspiration calculée à l'aide de la formule de Thorntwaite (Reménieras, 1986). Le bilan annuel montre qu'un volume d'eau d'environ 4'500 m³/an, soit le 25 % des précipitations annuelles nettes, est infiltré dans la décharge. Cet ordre de grandeur est similaire au volume de percolats calculé précédemment, ce qui indique que celui-ci se renouvelle très probablement de manière annuelle. Nous pouvons aussi noter que cette estimation se rapproche des nombreux calculs de bilan effectués par Ehrig (1980) sur des décharges allemandes et qui arrive à une production moyenne de percolat correspondant au 20 % des précipitations annuelles totales.

Un aquifère est lié au soubassement meuble de la décharge. La nature très hétérogène des terrains fluvio-glaciaires est à l'origine d'importantes différences de perméabilités (10⁻⁷ m/s à 10⁻⁵ m/s).

L'aquifère régional qui est contenu dans le synclinal est partiellement alimenté par l'aquifère local. Les marnes et calcaires du Purbeckien font office de plancher peu perméable de cet aquifère lié aux calcaires du Valanginien. Il donne naissance à des sources diffuses dans des éboulis situés sur le flanc du synclinal, à quelques 8 km au nord-est du site. Un lien n'est pas exclu entre cet aquifère Crétacé et l'aquifère régional du Malm situé encore plus bas stratigraphiquement.

c.) Analyses des eaux

Une série d'échantillons a été prélevée en juin 1996 pour l'analyse des éléments majeurs et inorganiques (COM-1 à 6). Les prélèvements ont été effectués en période de basses eaux.

Le percolat

Les échantillons COM-2 et COM-4 peuvent être assimilés à des percolats en raison de leur situation à la base des remblais de la décharge. Ils sont caractérisés par une conductivité élevée (> 1000 µS/cm) due principalement à la présence de sulfates et de chlorures, ainsi que par une basse teneur en oxygène. Le percolat COM-2 est généralement plus chargé que celui de COM-4, en raison de la nature des déchets différente entre l'amont et l'aval de la décharge. Les traces inorganiques décelées tels que As, Sb, Br, Cs, Cd, Mo et Co ainsi que les assez fortes teneurs en solvants chlorés (570 µg/l de trichloréthylène à COM-2, contre 2.4 µg/l à COM-4) confirment que des déchets provenant de l'industrie ont été mis en décharge (fig.III.1.4.4).

L'échantillon aval présente par contre des teneurs plus importantes en Fe, Al, Ba, Cr, V, Sc, Zr, Sn, W et Pb, paramètres qui peuvent être liés à la présence de forte quantité de matériaux de démolition et de déchets encombrants.

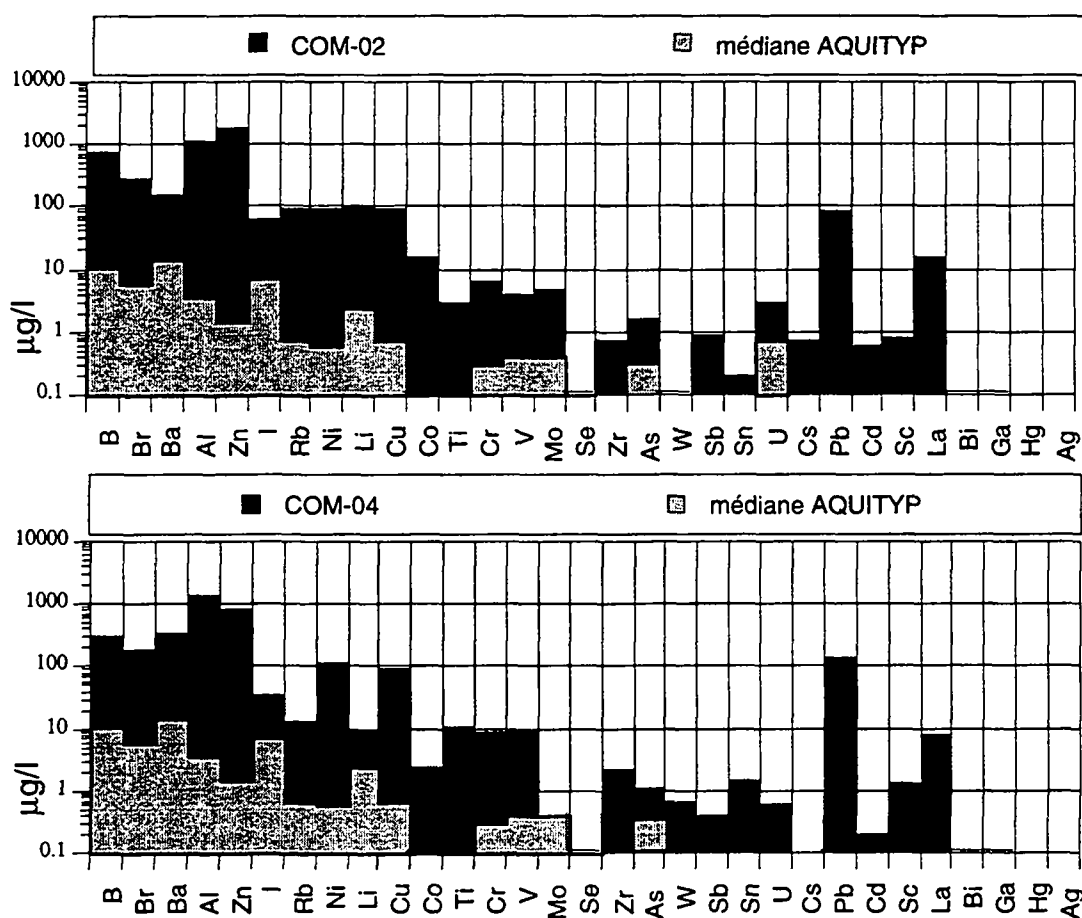


Fig.III.1.4.4- Composition des percolats prélevés dans la partie ancienne (n°2) et récente (n°4) de la décharge de COM.

Eaux souterraines

Les échantillons COM-1 et 3 permettent d'accéder aux eaux souterraines de l'aquifère local. Ces deux points de prélèvements se situent juste au-dessus des remblais de décharges dans les terrains meubles.

Les chlorures, le sodium, le potassium, le magnésium et les sulfates ont des concentrations élevées pour un aquifère non influencé par des évaporites. Sr, Fe et Mn ont aussi des teneurs anormales par rapport à une eau "naturelle".

De nombreuses traces présentent des anomalies importantes par rapport à notre référence externe (tab.III.1.4.5), il s'agit essentiellement de métaux de transition. Les concentrations observées sont suffisamment importantes pour pouvoir exclure une influence géogène. Les points COM-1 et COM-3 sont tous deux nettement influencés. Il y a par ailleurs une bonne corrélation entre la composition des percolats et la composition des eaux souterraines, même avec la dilution dans l'aquifère.

Tout comme pour les percolats les concentrations sont généralement plus élevées dans la partie ancienne du site que dans le compartiment aval (tab.III.1.4.5).

Eaux souterraines	Q-50%	Q-90%	COM-1	COM-3	COM-1	COM-3
	FEF				FcE	FcE
Al [$\mu\text{g/l}$]	5.1	55.8	140.2	674.2	28	>100
As [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.7	0.5	2.9	2	13
B [$\mu\text{g/l}$]	19.0	27.4	622.2	237.2	33	12
Ba [$\mu\text{g/l}$]	31.4	40.4	76.9	194.9	2	6
Br [$\mu\text{g/l}$]	12.1	20.2	141.6	135.8	12	11
Co [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.2	5.9	7	39	47
Cr [$\mu\text{g/l}$]	0.8	1.4	2	18.4	3	24
Cu [$\mu\text{g/l}$]	1.6	3.1	9	23.6	6	15
I [$\mu\text{g/l}$]	2.1	4.8	40.6	203	20	98
Li [$\mu\text{g/l}$]	1.1	1.5	95.3	14	87	13
Mo [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.2	7.7	0.7	55	5
Ni [$\mu\text{g/l}$]	0.4	1.0	55	86.4	141	>100
Pb [$\mu\text{g/l}$]	0.0	1.0	92.6	55.2	>100	>100
Rb [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.1	34.3	5.1	>100	64
Sb [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.0	0.9	0.4	>100	>100
Ti [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.1	1	2.3	>100	>100
V [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.3	0.4	4.2	2	22
Zr [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.0	1.5	1.1	>100	>100

Tab.III.1.4.5- Principales anomalies dans les eaux souterraine sous le site de COM.

Eaux de surface

L'ancienne conduite qui passe sous la décharge et qui draine partiellement les eaux qui percolent à travers la décharge constitue l'alimentation principale du petit ruisseau qui circule sur le fond de la combe en aval de la décharge. Ces eaux sont caractérisées par des teneurs élevées en chlorures, en manganèse et en fer.

Eaux superficielles	Q-50%	Q-90%	COM-5	COM-6	COM-5	COM-6
	FEF				FcE	FcE
B [$\mu\text{g/l}$]	19.0	27.4	291.8	65.1	15	3
Ba [$\mu\text{g/l}$]	31.4	40.4	172.2	35.1	5	1
Br [$\mu\text{g/l}$]	12.1	20.2	191.8	58.1	16	5
Co [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.2	1.6	0.3	11	2
Cr [$\mu\text{g/l}$]	0.8	1.4	0.6	3.5	1	5
Cu [$\mu\text{g/l}$]	1.6	3.1	4.6	20.8	3	13
I [$\mu\text{g/l}$]	2.1	4.8	107.6	17.3	52	8
Li [$\mu\text{g/l}$]	1.1	1.5	27.1	3.8	25	3
Mo [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.2	1	1.5	7	11
Ni [$\mu\text{g/l}$]	0.4	1.0	7.3	3.3	19	8
Pb [$\mu\text{g/l}$]	0.0	1.0	2.4	7	>100	>100
Rb [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.1	27.2	4	>100	50
Sb [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.0	0.3	0.5	>100	>100
Ti [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.1	0.2	4.5	>100	>100
Zr [$\mu\text{g/l}$]	0.0	0.0	0.3	0.8	>100	>100

Tab.III.1.4.6- Principales anomalies dans les eaux superficielles en aval du site de COM.

Du point de vue des traces, nous retrouvons les mêmes anomalies que dans les eaux souterraines (tab.III.1.4.6). Les concentrations observées sont toutefois plus basses d'un facteur 10 dans les eaux prélevées à la surface de la décharge (COM-6).

Des solvants chlorés ont été décelés à des teneurs voisinent de 2.5 µg/l dans les eaux du ruisseau.

1.4.3. Synthèse des cas

a.) OIS

Comme nous l'avions mentionné dans le chapitre consacré à la méthodologie, les aquifères karstiques présentent une capacité de dilution et de dispersion très importante compte tenu de la taille des bassins d'alimentation (ici plus de 40 km²) et des débits collectés (700 l/s à la Beuchire).

L'utilisation des traces permet tout de même de mettre en évidence d'éventuelles anomalies provenant des activités anthropiques dans le bassin d'alimentation, ceci même à de basses concentrations.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
OIS-1	eau souterraine aval (émergence)	très faible	n.a.	Al, Pb, Se, (Zn), <u>Li</u> , <u>Cr</u> , <u>Rb</u>	+
OIS-2	eau souterraine aval	faible	n.d.	Al, Pb, Se, Cu, Ti, V, (Zn), <u>Li</u> , <u>Cr</u> , <u>Rb</u>	+

Tab.III.1.4.7- Bilan des analyses et classification des échantillons. Entre (): contamination locale. Souligné: influence géogène de terrains non karstiques carbonatés.

L'origine du signal reste par contre très difficile à identifier, d'autant que de multiples sources de pollutions se côtoient. Dans notre cas, sur six marqueurs clairement détectés près de la décharge, seuls trois sont encore décelables à la source.

L'absence, à des teneurs significatives, des traces typiques des déchets spéciaux, indique que les déchets industriels ne constituent pas une part importante du volume de la décharge. Ce fait est par ailleurs confirmé par les faibles concentrations de solvants organiques, les basses teneurs en chlorures et en brome.

b.) COM

Cette décharge située sur des dépôts glaciaires assez épais n'influence pas directement l'aquifère karstique sous-jacent.

Les eaux souterraines et superficielles ont été prélevées très près du site, ce qui explique que les anomalies décelées sont encore importantes. Les concentrations en traces et pour quelques

macro-composants sont suffisamment élevées pour pouvoir exclure une origine géogène. Tous les points sont fortement influencés par la décharge.

La comparaison entre les prélèvements dans la partie ancienne et la partie récente du site permettent de mettre en évidence des différences significatives dans la composition des percolats.

La mise en décharge de déchets industriels en amont du site est confirmée par la présence de traces tel que Sb, Cs, As et Mo.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
COM-1	eaux souterraines sous décharge	forte	SO ₄ , K, Na, Mg, Fe, Mn, Sr	Al, As, B , Ba, Br , Co, Cu, I, Li , Mo , Ni, Pb , Rb , Sb , Ti, Zr	+
COM-2	percolat		SO ₄ , K, Na, Mg, Fe, Mn, Sr	B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, As, Sb, U, Pb, Sc, La	•
COM-3	eaux souterraines sous décharge	forte	SO ₄ , K, Na, Mg, Fe, Mn, Sr	Al , As , B, Ba , Br , Co , Cu , Cr , I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Ti, Zr, V	+
COM-4	percolat		SO ₄ , K, Na, Mg, Fe, Mn, Sr	Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Zr, As, Sn, Pb, Sc, La	•
COM-5	eaux superficielles aval	forte	SO ₄ , K, Na, Mg, Fe, Mn, Sr	B, Ba, Br, Co, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Ti, Zr	+
COM-6	eaux superficielles sur décharge	forte	SO ₄ , K, Na, Fe, Mn, Sr	B, Ba, Br, Co, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Ti, Zr	+

Tab.III.1.4.8- Bilan des analyses et classification des échantillons de COM. En gras: concentration maximales observées dans les eaux souterraines. (FcL ou FcE ≥2 et conc.>>ld). Pour le percolat traces > 1 µg/l.

1.5. Sites sur le Plateau suisse

Nous regroupons ci-dessous des décharges urbaines situées sur des alluvions ou des terrains fluvio-glaciaire du Plateau.

1.5.1. Décharge urbaine sur fluvio-glaciaire sablo-graveleux (VUF)

a.) Description du site et bref historique

Le site de VUF se situe sur les bords de la Venoge, en aval de Cossonay. Il s'agit d'un ensemble de deux décharges ouvertes à la fin des années 70 dans d'anciennes gravières. Ces décharges contrôlées ont tout d'abord reçu des matériaux inertes au sud et des résidus stabilisés au nord.

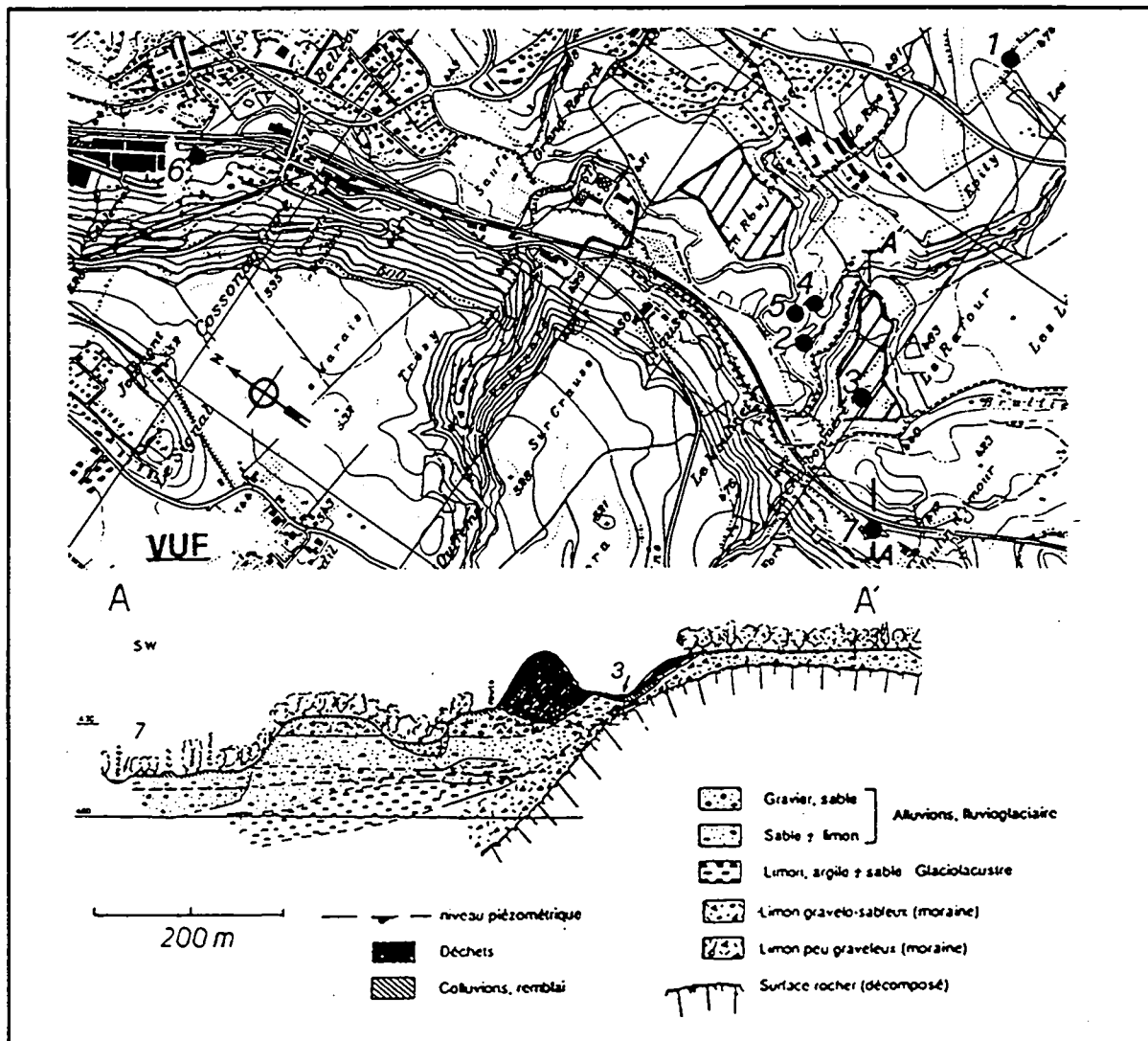


Fig.III.1.5.1- Situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) du site de VUF et coupe à travers le site nord (modifié d'après Schmidt, 1996).

A partir de 1984, la décharge sud a reçu des scories et des résidus de biostabilisateur en provenance d'usines d'incinération, de petites quantités d'ordures ménagères, des matériaux de démolition et des "bourres de shredder" (remplissage des sièges de voiture). Les dépôts ont été interrompus dans le site sud à partir des années 1990, suite à l'apparition d'indices de contamination dans les eaux souterraines (Perret, 1996).

L'assainissement du site sud va être effectué ces prochaines années par le comblement du solde disponible, la mise en place d'une couverture étanche et par le drainage des gaz (Schmidt, 1996). Le site nord sera adapté aux normes OTD pour continuer de recevoir des résidus stabilisés en provenance des usines d'incinération.

Les volumes respectifs de chaque dépôt sont d'environ 1'000'000 de m³.

b.) Contexte géologique et hydrogéologique

Les décharges reposent sur des dépôts fluvio-glaciaires constitués de graviers sableux et de sables limoneux. Ces terrains recouvrent une moraine constituée de limons sablo-graveleux. Les alluvions récents de la Venoge entaillent le fluvio-glaciaire au sud ouest des décharges. L'assise géologique régionale est constituée de la Molasse du Plateau (fig.III.1.5.1).

Une nappe phréatique est localisée dans les dépôts fluvio-glaciaires. Son niveau piézométrique se trouve environ 10 m sous le fond de la décharge sud. Cette nappe se déverse dans la nappe alluviale voisine. La direction d'écoulement de la nappe alluviale est nord - sud, la Venoge drainant les eaux de la nappe.

c.) Analyses des eaux

Seules les traces ont été analysées dans les échantillons que nous avons prélevés dans les eaux de surface et les eaux souterraines à l'aide d'un préleveur inox (fig.III.1.5.1).

Caractérisation de la pollution

La pollution est caractérisée principalement par une augmentation de la teneur des macro-composants et de la demande chimique en oxygène (DOC). Des traces de composés organiques tels que phénols, VOC (Volatil Organic Compounds) et PCB ont été décelées récemment. Deux panaches ont été identifiées, l'un lié au site nord, l'autre provenant du site sud, chacun se développant dans le sens des écoulements (Schmidt, 1996).

Un échantillon prélevé dans la petite mare sur le fond de la décharge sud (VUF-3) permet d'avoir une idée de la composition en trace d'une des deux sources de pollution (fig.III.1.5.2). De part sa composition et sa situation, cet échantillon a été assimilé à un percolat.

Eaux souterraines

Un échantillon représentant la nappe alluviale a été prélevé dans une mare située dans un bras mort de la Venoge (VUF-5). La nappe fluvio-glaciaire a été échantillonnée par préleveur dans

un piézomètre en acier (VUF-4). Ces deux échantillons se situent dans la zone d'influence du site nord.

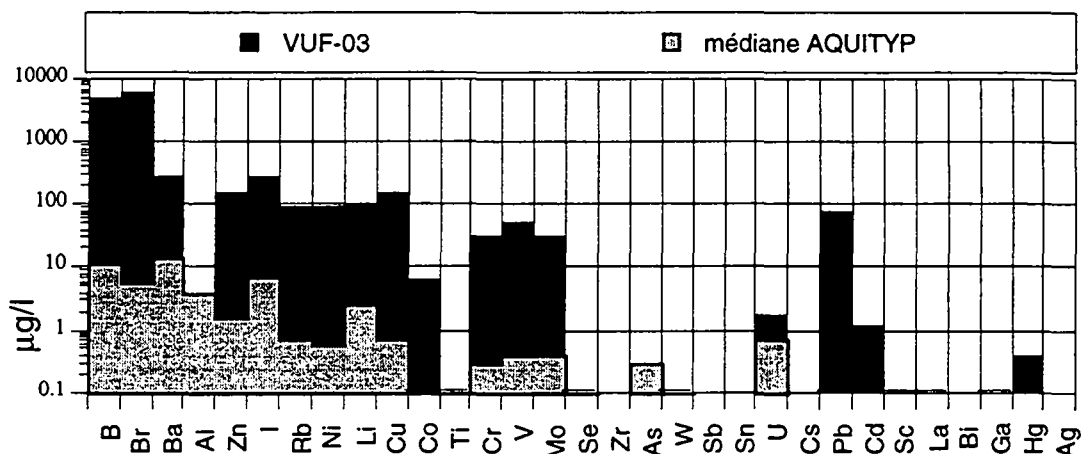


Fig.III.1.5.2- Composition en trace des eaux de percolation de la décharge de VUF.

Les FcE ont été calculés en prenant la référence AQUITYP-Quaternaire. Ils montrent que l'échantillon prélevé dans la nappe fluvio-glaciaire est le plus contaminé (tab.III.1.5.3).

Les éléments présentant une anomalie importante dans cet échantillon (VUF-4) sont: Br, B, Rb, Li, Mo, Ni, Cu, Co, V et I. Bien qu'ayant des concentrations proches de la Id, Hg et Pb ont aussi un FcE élevés, car ils sont généralement absents des eaux souterraines naturelles.

Eaux souterraines	Q-50%	Q-90%	VUF-4 fluv.-glac.	VUF-5 alluvions	VUF-4 FcE	VUF-5 FcE
	PEF					
B [µg/l]	19.0	27.4	331.5	331.5	17	17
Ba [µg/l]	31.4	40.4	131.3	40.8	4	1
Br [µg/l]	12.1	20.2	1485.7	242.7	>100	20
Cr [µg/l]	0.8	1.4	4.2	0.1	6	0
Cu [µg/l]	1.6	3.1	6.2	3.4	4	2
I [µg/l]	2.1	4.8	25.8	4.7	12	2
Li [µg/l]	1.1	1.5	36.1	4.8	33	4
Mo [µg/l]	0.1	0.2	4.7	0.4	34	3
Ni [µg/l]	0.4	1.0	9.4	2.1	24	5
Rb [µg/l]	0.1	0.1	4.9	1	61	13
U [µg/l]	0.7	0.8	4.9	0.2	7	0
V [µg/l]	0.2	0.3	7.4	1.8	39	9

Tab.III.1.5.3- Concentrations de quelques éléments dans VUF-4 (nappe fluvio-glaciaire) et VUF-5 (nappe alluviale) et facteur de contamination les plus élevés par rapport à la référence AQUITYP-Quaternaire .

Les effets de dilution et diffusion atténuent les concentrations au point VUF-5, pourtant distant de moins de 30 m de VUF-4. Des éléments tels que Br, B, V, Rb et Ni marquent toutefois encore clairement la pollution.

La direction des flux permet d'exclure une influence du site sud, pourtant la composition de l'échantillon prélevé dans les eaux de percolation de ce site (VUF-3) est très proche de celles

des échantillons de la nappe polluée. Ceci tient probablement au fait que les deux sites contiennent des mâchefers en quantités importantes.

Sr et U pourraient a priori permettre une discrimination entre les pollutions des deux sites car ils ont des teneurs plus élevées dans la nappe fluvio-glaciaire que dans les eaux de percolation. A de telles teneurs, une origine molassique est toutefois possible et les analyses d'eaux de surface (VUF-1 et 2) permettent de confirmer cette provenance naturelle.

VUF-3 ne représente pas strictement un percolat, puisqu'il a été prélevé dans le "cratère" de la décharge. Sa conductivité supérieure à 1'000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et la présence de nombreuses traces en concentrations anormales permettent toutefois de le classer dans la catégorie des percolats.

Deux autres prélèvements ont été effectués à des dates différentes au même endroit, ce percolat ayant servi de liquide test pour les essais sur colonne conduits par Dauchy (1994) et De Los Cobos (1994).

Eaux de surface

Quatre prélèvements ont été effectués dans des cours d'eau au voisinage des décharges. Deux sur la Venoge, le "fleuve vaudois" (env. 4'000 l/mn) qui draine la nappe alluviale (VUF-6 et 7) et deux (VUF-1 et 2) dans le ruisseau qui passe entre les deux sites.

Le calcul des FcL ne font apparaître aucune anomalie significative (tab.III.1.5.4).

Eaux superficielles	VUF-1	VUF-2		VUF-6	VUF-7	
	amont	aval	FcL	amont	aval	FcL
CE [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	670	670	1	385	402	1
B [$\mu\text{g}/\text{l}$]	376.1	251.7	1	72.8	90.6	1
Ba [$\mu\text{g}/\text{l}$]	231.9	217.8	1	60.7	69.8	1
Br [$\mu\text{g}/\text{l}$]	270.8	267	1	56.4	62.3	1
Cd [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.6	0.4	1	0.7	0.3	0
Co [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1.1	1.3	1	0.5	0.5	1
Cr [$\mu\text{g}/\text{l}$]	3.6	4.7	1	1.7	2.2	1
Cu [$\mu\text{g}/\text{l}$]	18.9	15.5	1	5.5	6.5	1
Hg [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.8	1	1	0.3	0.1	0
I [$\mu\text{g}/\text{l}$]	16.9	7.6	0	4.6	5.6	1
Li [$\mu\text{g}/\text{l}$]	30	28.5	1	7.9	7.9	1
Mo [$\mu\text{g}/\text{l}$]	11.4	12.6	1	4.9	5.4	1
Ni [$\mu\text{g}/\text{l}$]	13	12.3	1	5.3	7.4	1
Rb [$\mu\text{g}/\text{l}$]	15.6	11.4	1	1.4	2.1	1
U [$\mu\text{g}/\text{l}$]	4.7	4.5	1	1.1	1.5	1
V [$\mu\text{g}/\text{l}$]	19.3	18.4	1	4.3	5	1

Tab.III.1.5.4- Facteur de contamination local (FcL) des échantillons prélevés dans les eaux de surface en amont et en aval du site de VUF.

Les faibles augmentations entre l'amont et l'aval visibles sur les eaux de la Venoge peuvent parfaitement s'expliquer par les apports du ruisseau où VUF-1 et 2 ont été prélevés.

Notons encore que la composition des eaux de ce ruisseau se rapproche des eaux de la molasse, ce qui n'est pas surprenant, la partie supérieure du cours d'eau reposant sur des grès molassiques.

Les analyses sur les eaux de surfaces en amont de la décharge montrent des concentrations pouvant être jusqu'à 10 fois plus élevées que le centile 90% dans les eaux souterraines pour Br, B, Ba, Cu, Ni et V. Des origines anthropiques liées aux déversements d'eau de ruissellement routier, de drainages agricoles et de STEP sont les plus vraisemblables.

1.5.2. Décharge sur alluvions sablo-limoneux (SAU)

a.) Description du site et bref historique

A partir des années 1960, un étang et l'ancien lit d'un cours d'eau situés dans la plaine de l'Orbe sont utilisés comme décharge par les habitants de la grande agglomération voisine. Une fois ces dépressions comblées, une grue à grappin va retrousser la terre végétale et les tourbes sur une épaisseur de 1 m pour permettre la mise en place des déchets. Les anciennes zones remblayées constituent ainsi des élévations au-dessus de la plaine naturelle. Des OM et des déchets des industries locales vont être déposés sur le site jusque vers 1971, soit lors de l'entrée en vigueur de la loi cantonale sur la protection des eaux contre la pollution. Les déchets pouvant être recyclés sont alors apportés en moins grandes quantités et les industries locales s'équipent de stations pour le traitement de leur rejets. En 1975, la mise en fonction de l'usine d'incinération va permettre la fermeture des anciennes décharges d'ordures ménagères de la région. Le site est alors transformé en décharge inerte de la classe II, pour déchets encombrants et agricoles. Des dépôts épisodiques d'ordures ménagères, de déchets artisanaux, de boues organiques, de plastiques, de résidus de distillerie auront toutefois encore lieu jusqu'à ce que le site ne soit autorisé à recevoir que des matériaux terreux et des déchets de jardins au début des années 1990.

La surface globale occupée par la décharge avoisine les 20'000 m². Le volume total peut être estimé à 60'000 m³.

b.) Contexte géologique et hydrogéologique

Cette ancienne décharge se situe dans une zone alluviale. Dans la région les terrains meubles sont constitués d'intercalations de sables et de limons alluviaux. Ceux-ci sont encore surmontés par d'anciennes tourbes (1-2 m) puis généralement par une petite couche de limons (0.2 - 0.6 cm). Cet ensemble de dépôts qui a une épaisseur variant de 5 à 8 m repose sur un niveau assez continu de limons sableux. Le tout est donc très peu perméable.

Un canal assez important se situe à une dizaine de mètre au SE du site. L'ancien cours naturel de cette rivière se situe sous une partie des remblais de la décharge. Plus à l'est se trouvent encore d'autres canaux de drainage. Au sud du site, les drainages agricoles ont été mis sous tuyaux ciments et déviés vers le ruisseau qui borde l'ouest des remblais de la décharge.

Il existe un lien étroit entre les eaux superficielles et les eaux souterraines. Les canaux et cours d'eau font en effet office de drains et sont tous alimentés par la nappe phréatique.

La nappe régionale est extrêmement superficielle: le niveau piézométrique est compris entre 2 et 2.5 m sous le niveau du sol naturel. Cette nappe est parfois compartimentée par des intercalations de lentilles limoneuses au sein des dépôts sableux.

Une nappe plus profonde existe sous la couche de limons sableux qui se situe à 5-8 m de profondeur.

c.) Analyses des eaux

Sept échantillons ont été prélevés dans des piézomètres à l'aide d'un préleveur à main en inox. Deux autres points se situent sur un cours d'eau (voir figure à côté du tab.III.1.5).

Référence locale

Un piézomètre permet d'accéder aux eaux souterraines de la nappe supérieure environ 100 m en amont de la décharge (SAU-1). La comparaison de la composition de ce point avec la référence AQUITYP-Quaternaire montre qu'il présente quelques anomalies (tab.III.1.5.5).

	Q-50%	Q-90%	SAU 1	FcE
Na [mg/l]	4.0	5.1	31.2	<u>8</u>
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	1.51	<u>≥100</u>
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.35	<u>≥100</u>
Cl [mg/l]	17.7	255.3	259.9	<u>15</u>
(Al) [µg/l]	5.1	55.8	69	(14)
(Ba) [µg/l]	31.4	40.4	152.2	(5)
(Br) [µg/l]	12.1	20.2	266	(22)
Rb [µg/l]	0.1	0.1	2.1	<u>26</u>
Li [µg/l]	1.1	1.5	7.4	<u>7</u>
Ni [µg/l]	0.4	1.0	3.9	<u>10</u>
(B) [µg/l]	19.0	27.4	110.8	(6)
Mo [µg/l]	0.1	0.2	2.2	<u>16</u>
Zn [µg/l]	9.6	17.1	101.6	(11)

Tab.III.1.5.5- Mise en évidence d'anomalies dans la référence locale. Comparaison avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire. Souligné: origine géogène, entre parenthèse: contaminations locales. A droite situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) du site de SAU et des points de prélèvements.

Plusieurs de ces anomalies peuvent s'expliquer par une influence géogène due au déversement dans la nappe alluviale des eaux sulfatées de la Molasse chattienne.

Les concentrations en Br, Ba, Al et Zn sont par contre nettement trop élevées pour pouvoir être d'origine géogène. Une contamination locale liée à d'autres anciens sites de décharge est possible.

Percolats

Deux piézomètres installés dans la décharge permettent de prélever des eaux de percolation à la base des déchets. Le point SAU-2 se situe dans la partie la plus ancienne du site (années 1965-70) qui a reçu des déchets industriels, alors que le point SAU-4 est placé dans les déchets des années 1975, en principe constitués uniquement d'OM.

Ces eaux de percolation sont caractérisées par des teneurs anormales en Na, K, Fe, Mn et pour le point SAU-2, en Cl et Mg.

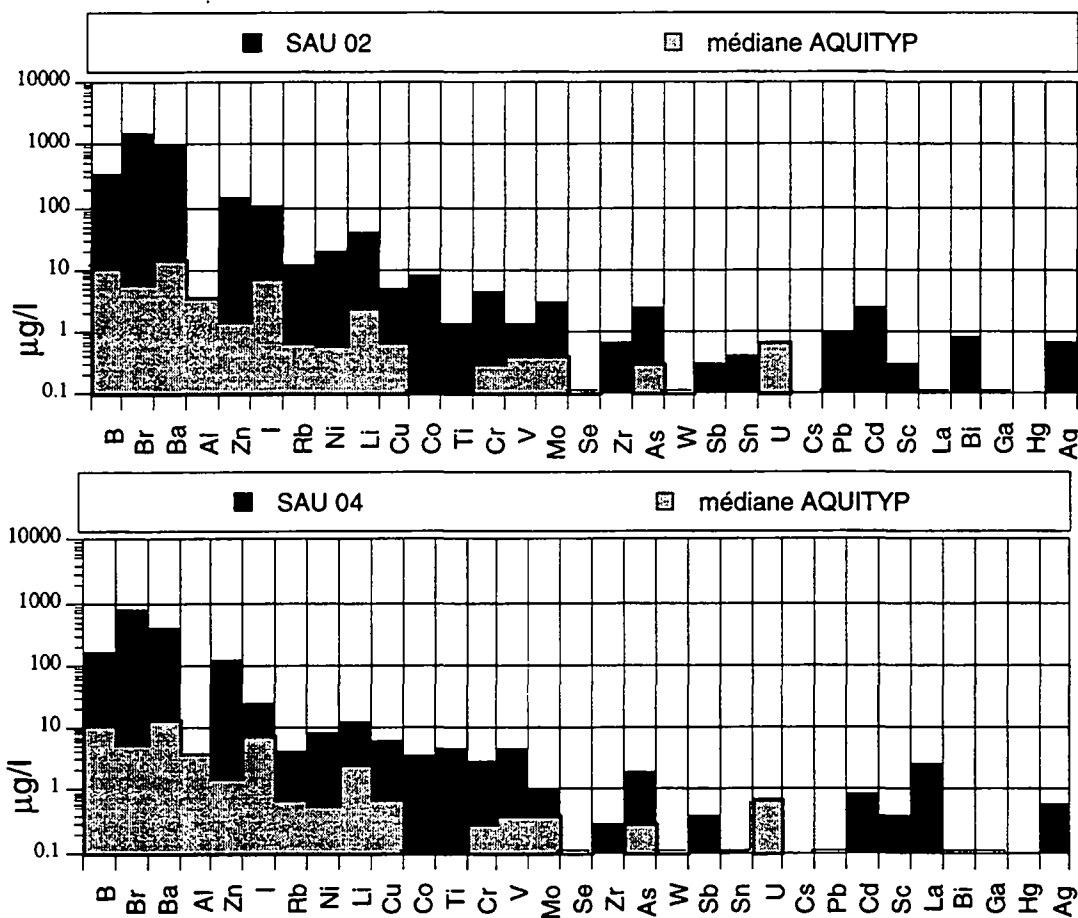


Fig.III.1.5.6- Concentrations observées dans les eaux de percolations du site de SAU.

Les teneurs sont plus élevées dans la partie ancienne de la décharge (SAU-2) que dans la zone récente (SAU-4).

Du point de vue des traces, ces eaux de percolation sont très chargées en Br, Ba, Al et contiennent plusieurs éléments qui confirment la présence de déchets industriels surtout dans la partie ancienne de la décharge (SAU-2): Ag, Bi, Sb et As (fig.III.1.5.6).

Eaux souterraines

Quatre échantillons d'eaux souterraines ont été prélevés dans des piézomètres en aval du site. L'échantillon SAU-3 provient de la nappe superficielle. Les échantillons SAU-5, 6 et 7 ont été

prélevés dans l'aquifère superficiel, mais à trois profondeurs différentes. A cet endroit l'aquifère est cloisonné par deux petits niveaux de limons. SAU-5 est l'échantillon le plus profond (7-8 m) et SAU-7 le moins profond (2,5 m).

Il faut noter que lors de notre comparaison avec la référence locale, certaines anomalies dues à la décharge sont masquées par les concentrations anormalement élevées de cette référence (cas du Br notamment).

Les 4 échantillons présentent des anomalies significatives qui peuvent être attribuées à la décharge. Les concentrations restent toutefois assez faibles et tous les points ne présentent pas les mêmes anomalies (tab. III.1.5.7).

Eaux souterraines	SAU 1	SAU 3	SAU 5	SAU 6	SAU 7	SAU 3	SAU 5	SAU 6	SAU 7
	ref locale					FcL	FcL	FcL	FcL
K [mg/l]	1	13.8	2.4	37	18	4	1	12	6
Mn [mg/l]	0.35	1.61	0.03	0.86	4.86	5	0	2	14
Al [µg/l]	69	>1000	10.4	114	5.4	>100	0	2	0
Co [µg/l]	0.5	2.7	0.3	2	9	5	1	4	18
Cd [µg/l]	0.3	0.3	0.7	0.3	0.7	1	2	1	2
Ag [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.7	1	1	1	7
Ba [µg/l]	152.2	134	69.6	315	472	1	0	2	3
Ti [µg/l]	0.2	0.8	0.2	0.8	0.2	4	1	4	1
Br [µg/l]	266	93.3	4.3	33.3	143	0	0	0	1
Rb [µg/l]	2.1	13.9	0.9	1.7	1.1	7	0	1	1
Li [µg/l]	7.4	10.1	23.8	16.2	10.1	1	3	2	1
Ni [µg/l]	3.9	12.2	6.2	5.2	26.6	3	2	1	7
Zr [µg/l]	0.2	0.4	0.1	0.2	1	2	1	1	5
Cr [µg/l]	1.5	3.6	2.9	0.6	1.2	2	2	0	1
Cu [µg/l]	1.9	3.9	7.5	2.5	2.6	2	4	1	1
Sb [µg/l]	0.1	0.3	0.5	0.1	0.7	3	5	1	7
Sc [µg/l]	0.1	0	0	0.3	0.8	0	0	3	8
V [µg/l]	0.7	4.7	0	0.9	0.3	7	0	1	0
La [µg/l]	0.1	0.1	0.1	1	0.3	1	1	10	3
Mo [µg/l]	2.2	2.7	5.9	1.5	2.5	1	3	1	1
Zn [µg/l]	101.6	46.9	284	94.6	98.6	0	3	1	1
U [µg/l]	1	0.7	2.2	0.9	11.2	1	2	1	11

Tab.III.1.5.7- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans les eaux souterraines autour du site de SAU (concentrations observées et facteur de contamination local)

Les deux échantillons de la nappe superficielle présentent les anomalies les plus nombreuses (SAU-3 et 7). Les teneurs en Ba, Ni, Zr et Sb sont importantes sur les deux points, SAU-3 se distinguant par des concentrations élevées en Al et V, alors que U et Co sont fortement présents à SAU-7.

L'échantillon le plus profond (SAU-5) présente des teneurs anormales en Cd, Li, Ni, Cr, Cu, Sb, Mo, Zn et U, mais il présente les concentrations les plus basses en Al, Ba et Br.

Eaux superficielles

Deux échantillons ont été prélevés en amont et en aval du site, dans un ruisseau qui draine la nappe et reçoit les eaux de percolations de la décharge.

Les différences de concentrations observées entre l'amont et l'aval de ce petit cours d'eau sont importantes pour pratiquement tous les composants inorganiques mesurés. Le tableau III.1.5.8 en présente les principales anomalies, mais il faut noter que l'échantillon aval contient aussi des teneurs anormales en La, V, Cu, Ni, Co, Ti, Fe, Mn, Sb, Sc par rapport à la référence AQUITYP-Quaternaire.

Eaux superficielles	SAU 8	SAU 9	FcL
	amont	aval	aval/amont
Na [mg/l]	8.2	62	8
K [mg/l]	3	81.6	27
Mg [mg/l]	10.8	42	4
Co [µg/l]	7.3	32	4
Br [µg/l]	93.8	447	5
Rb [µg/l]	6.2	21.7	4
Li [µg/l]	2.8	22.4	8
B [µg/l]	163	534.1	3
Mo [µg/l]	0.9	1.6	2

Tab.III.1.5.8- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans les eaux de surfaces en amont et en aval du site de SAU (concentrations observées et facteur de contamination local)

En raison de sa provenance (eaux de percolations recueillies en pied de décharge, l'échantillon SAU-9 a été assimilé a un percolat.

1.5.3. Site sur fluvio-glaciaire graveleux (HAR)

Ce site et celui de FUL, qui sera présenté dans le chapitre consacré aux décharges rurales, sont étudié par O. Kissling à l'Institut de géologie de l'Ecole polytechnique fédérale de Zurich dans le cadre d'un projet de recherche intitulé: "Evaluation of the potential risk resulting from migration of pollutants from suspected areas of landfills in dependance of the hydrogeological situation".

a.) Description du site et de son environnement

Cette décharge située dans une ancienne gravière date des années 1960 et a été fermée à la fin des années 1980. Elle a reçu des OM ainsi que des déchets artisanaux (horlogerie notamment) en petites quantités. Le volume total remblayé dépasse 200'000 m³.

L'environnement géologique du site est constitué des dépôts fluvio-glaciaires graveleux du Würm qui reposent sur une moraine de fond (Gerber et Wanner, 1984). Ces graviers très perméables accueillent une nappe phréatique d'une dizaine de mètres d'épaisseur.

b.) Analyse des eaux souterraines

Nous avons vu dans le chapitre "méthodologie" qu'une partie des prélèvements a été effectuée à l'aide d'un préleveur et par pompage. Dans la présentation de ce cas, nous ne discuterons que des effectués par pompage.

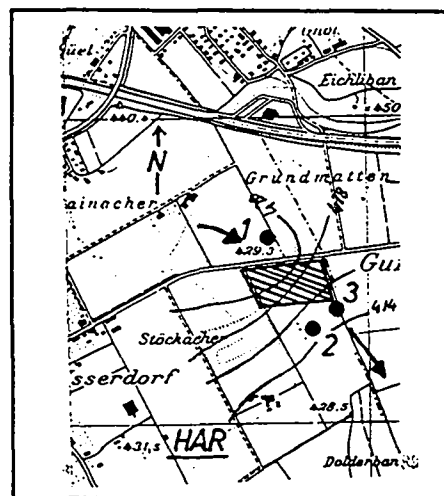
Référence locale

Un prélèvement a été effectué dans un piézomètre situé en amont de la décharge. Une comparaison avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire montre un certain nombre d'anomalies (tab.III.1.5.9): Fe, Mn, Al, Rb, Ti et dans une moindre mesure Ni, Li, Cr, Ba, Zn, V (tab.III.2.5). La présence de Fe et de Mn peut s'expliquer par les phénomènes de réduction qui se produisent dans les aquifères.

Pour certaines traces, les écarts entre notre référence AQUITYP-Quaternaire et les concentrations observées dans les références amonts peuvent s'expliquer par la nature pétrographique différente des dépôts meubles de la région de l'Aar et de ceux du Plateau vaudois.

Dans sa thèse, G. De Los Cobos présente la composition de boues de lavage de graviers provenant de divers région du Plateau suisse (1994, p.35). On observe notamment la présence de feldspath potassique et une plus grande proportion de quartz et de minéraux des argiles dans les graviers de la région Aarau / Lucerne, que dans les graviers de la région Lémanique où la part de la calcite et de la dolomie est plus importante. La présence d'une fraction siliceuse importante explique les écarts observés pour Mo, Ni, Rb et W (Dubois, 1993). Les analyses en cours pour compléter la référence AQUITYP-Cristallin permettent d'expliquer aussi la présence des autres éléments (M. Bensimon, communication orale).

Réf. locale	Q-50%	Q-90%	HAR-01	FcE
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.45	<u>>100</u>
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.06	<u>54</u>
B [µg/l]	19.0	27.4	134.8	<u>7</u>
Co [µg/l]	0.2	0.2	1.1	<u>7</u>
Cr [µg/l]	0.8	1.4	3.9	<u>5</u>
Mo [µg/l]	0.1	0.2	1.3	<u>9</u>
Ni [µg/l]	0.4	1.0	3.5	<u>9</u>
Rb [µg/l]	0.1	0.1	1.6	<u>20</u>
Se [µg/l]	0.0	0.0	0.5	(> 100)
Ti [µg/l]	0.0	0.1	8.3	(> 100)
V [µg/l]	0.2	0.3	1.2	<u>6</u>
W [µg/l]	0.0	0.0	0.4	(> 100)



Tab.III.1.5.9- Principales anomalies en composants inorganiques observées dans la référence locale à HAR.

Souligné: origine géogène, entre parenthèse: contamination locale. A droite situation du site au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997)

Eaux souterraines en aval du site

Les prélèvements effectués dans les deux piézomètres en aval du site (HAR-2 et HAR-3) indiquent la présence de quelques contaminations en traces et d'une faible augmentation des teneurs en Na et Cl. La présence d'ammoniaque, de nitrites ainsi que de faibles teneurs en trichloréthylène et tétrachloroéthylène ont aussi été observées par O. Kissling au point HAR-3 (communication orale, analyse de fév. 1996).

Eaux souterraines	HAR-01	HAR-02	HAR-03	HAR-02	HAR-03
	Réf. locale	aval	aval	FcL	FcL
Al [$\mu\text{g/l}$]	0	12	60.5	>100	>100
Ba [$\mu\text{g/l}$]	65.2	90.3	197.1	1	3
Br [$\mu\text{g/l}$]	37.7	52.9	67.1	1	2
I [$\mu\text{g/l}$]	7.9	34.8	34	4	4
Li [$\mu\text{g/l}$]	2.7	10.3	10.9	4	4
Rb [$\mu\text{g/l}$]	1.6	3.4	2.2	2	1
Se [$\mu\text{g/l}$]	0.5	<1	<1	2	2

Tab.III.1.5.10- Principales anomalies en composants inorganiques observées en aval du site de HAR.

La comparaison avec la référence locale met en évidence des anomalies significatives en Al, I, Li et Rb dans les deux échantillons. Le point HAR-3 montre encore des anomalies en Ba et Br (tab.III.1.5.10).

1.5.4. Site sur fluvio-glaciaire graveleux (SOR)

Ce site a fait l'objet de plusieurs analyses complètes sur le percolat (SOR-6) et les eaux drainées sous l'étanchéité (SOR-1), sur le mélange percolat - eaux usées aux différentes étapes du traitement dans la STEP (SOR-2 à 5) et d'une série d'analyses ciblées sur les eaux souterraines (SOR-7 à 12)

a.) Description du site et de son environnement

Le site de SOR a reçu, depuis son ouverture en 1977, des déchets de diverses origines: ordures ménagères et encombrants (64 %) des boues de STEP (9 %), des scories d'incinérateur (9 %), des déchets de l'industrie (7 %) et enfin des rebuts de tri de déchets (9%).

Le volume mis en décharge atteint près de 2'000'000 de m³.

Il s'agit d'une décharge contrôlée qui s'est développée par la création de casiers successifs. Ces casiers sont équipés d'une étanchéité sur le fond, d'un système de récolte des percolats et d'un drainage des eaux sous l'étanchéité. Les percolats, mélangés aux eaux usées de l'agglomération voisine sont conduits à une station d'épuration.

Le site occupe une ancienne gravière qui exploitait des dépôts fluvio-glaciaires. Cette formation perméable abrite une nappe phréatique dont la base est constituée d'une moraine de fond

argileuse. Cette nappe se vidange dans de petites sources locales aux sud-ouest du site. Les terrains meubles reposent sur les marnes de la Molasse (fig.III.1.5.11).

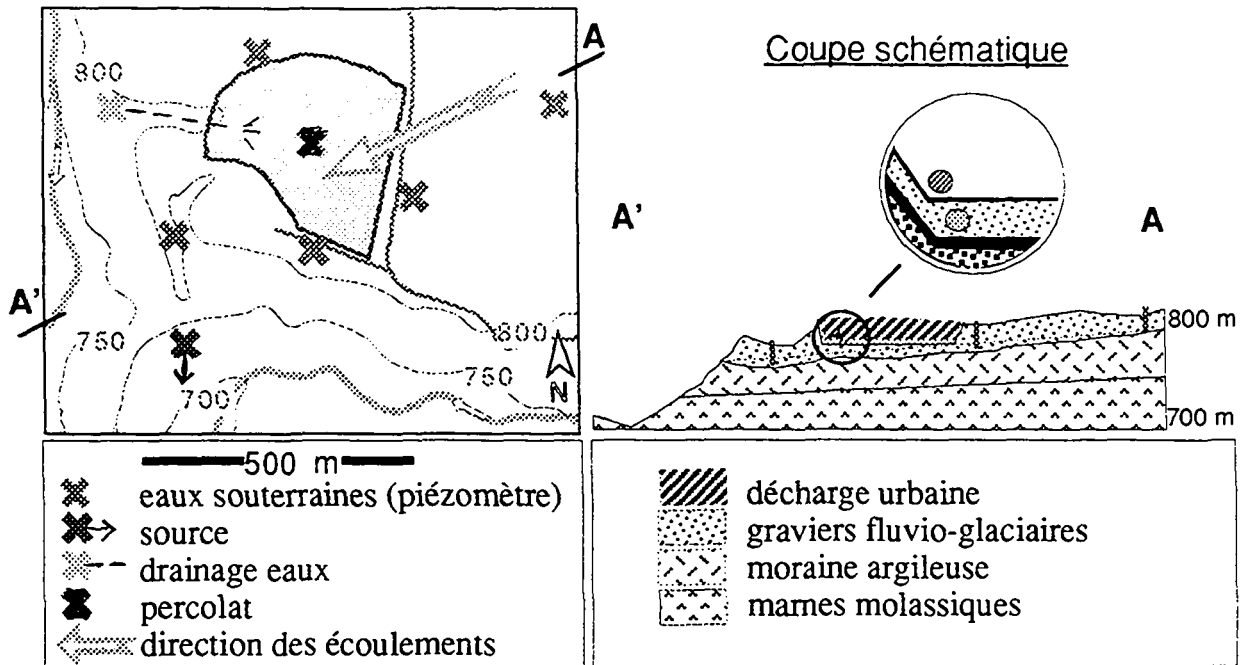


Fig.III.1.5.11- Situation des points de prélèvements et profil géologique schématique près du site de SOR.

b.) Analyses

Le percolat

Le percolat de la décharge présente un large spectre de traces inorganiques. Les traces liées en général aux déchets industriels ont des concentrations importantes proches de 10 µg/l: Bi, Sc, La, Cs, Sb, As et Se (fig.III.1.5.12).

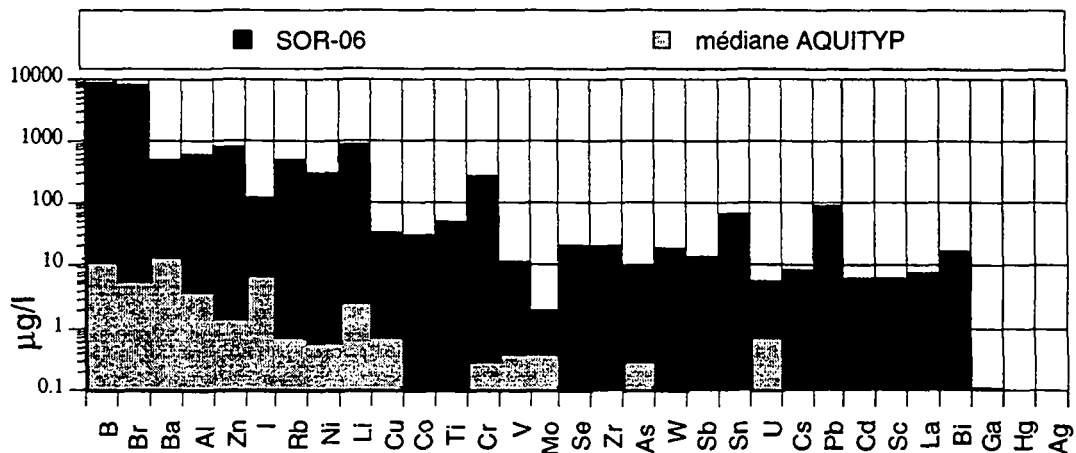


Fig.III.1.5.12- Compositions en traces inorganiques du percolat de SOR.

Références locales

L'analyse des eaux souterraines s'est focalisée sur 5 éléments présents en grandes concentrations dans le percolat et susceptibles de constituer de bons indicateurs de pollution.

L'analyse des eaux de 2 références locales constituées par des piézomètres donnant accès à la nappe phréatique en amont de la décharge montre des compositions similaires (tab.III.1.5.13).

Références locales	Q-50%	Q-90%	SOR-7	SOR-7	SOR-8	SOR-8
	REF		réf loc.	FcE	réf loc.	FcE
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0	0	0	0
Ba [µg/l]	31.4	40.4	77.8	3	88.4	3
Br [µg/l]	12.1	20.2	15.8	1	25.8	2
Ni [µg/l]	0.4	1.0	1.7	4	0.6	2
Rb [µg/l]	0.1	0.1	0.6	8	0.6	8

Tab.III.1.5.13- Concentrations de quelques traces dans les références locales à SOR et comparaison avec la référence externe AQUITYP-Quaternaire.

Les dépassements observés par rapport à la référence AQUITYP-Quaternaire s'expliquent par la présence d'escarpements molassiques au-dessus des dépôts fluvio-glaciaires.

Eaux souterraines en aval du site

Les concentrations mesurées sur les piézomètres en aval du site (SOR-9, 11 et 12), sur une petite source (SOR-10) ainsi que dans les eaux claires drainées sous le site (SOR-1) permettent de mettre en évidence l'influence de la décharge.

Le calcul du facteur de contamination local montre que les point 12 et 9 sont les moins influencés (tab.III.5.14), la petite source étant la plus touchée.

Remarquons encore que les teneurs en Br et en Rb sont bien corrélées ce qui pourrait indiquer une certaine parenté dans le comportement.

Eaux souterraines	SOR-9	SOR-10	SOR-11	SOR-12	SOR-1	SOR-9	SOR-10	SOR-11	SOR-12	SOR-1
	aval	aval	aval	aval	EC	FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
Mn [mg/l]	0.37	0.83	0.04	0	0.03	370	830	40	0	30
Ba [µg/l]	132.3	215.1	116.8	197	59.4	1	3	3	3	1
Br [µg/l]	13.2	161.2	82.4	8.5	124.6	1	10	5	1	8
Ni [µg/l]	7.7	27.6	3.6	1.7	4.9	5	16	2	1	3
Rb [µg/l]	0.9	11.5	6	0.4	7.8	1	19	10	1	13

Tab.III.1.5.14- Concentrations de quelques traces dans les eaux souterraines à SOR et facteur de contamination calculé à partir de la référence locale SOR-7.

Effets du traitement du percolat

Nous avons comparé le percolat brut avec le mélange eaux usées percolat en trois endroits de la station d'épuration: l'entrée (EB), après le processus de décantation (ED) et à la sortie du dispositif d'épuration (EE).

La part de percolat représente 5% du débit total traité par la STEP, mais il représente 4.5% de la charge organique et 18% environ de la charge N-NH₄. Un bilan effectué sur le Br et le Rb montrent que le Br issu de la décharge représente 22% de la charge et le Rb 24% environ de la charge mesurée dans les eaux brutes (Noël, 1996).

Nous devons donc retenir de ces analyses que les eaux usées urbaines produisent vraisemblablement des contaminations en éléments inorganiques similaires quant à leur composition à celles liées aux décharges.

La figure III.1.5.15 montre que certaines traces sont peu influencées par les processus de décantation et épuration de la STEP, ce qui nous laisse penser qu'elles auront aussi plus de facilité à traverser les barrières environnementales autour d'une décharge. Les moins affectées sont: B, Br, Rb, Ni, Co, Bi, Sb, La, Sc, Mo.

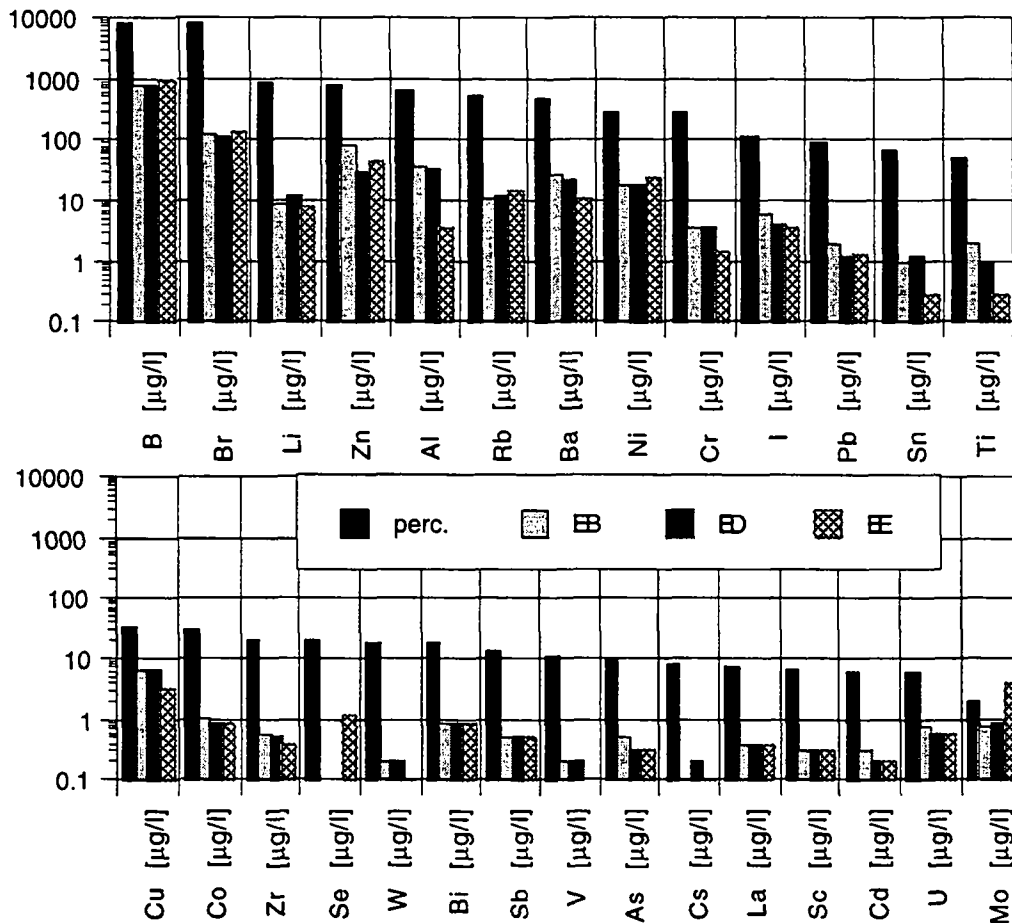


Fig.III.1.5.15- Comparaison des concentrations en éléments traces dans le percolat et en 3 endroits de la station d'épuration: l'entrée (EB), après le processus de décantation (ED) et à la sortie du dispositif d'épuration (EE).

1.5.4. Synthèse des cas

a.) VUF

Les prélèvements isolés effectués autour du site de VUF montrent que malgré le grand nombre de traces analysées, la différenciation de deux sites distincts, mais de nature similaire, n'est pas évidente si l'on ne peut pas comparer des échantillons de même nature (eaux souterraines avec eaux souterraines ou percolat avec percolat).

L'influence d'une pollution par les décharges sur un cours d'eau au débit important (>1'000 l/s) n'est pas non plus forcément visible à l'aide des traces. La dilution subie par les polluants joue certes un rôle important, mais la présence de nombreuses traces à des teneurs déjà élevées provenant de contaminations d'origines diverses (industries, routes, décharges, etc.), contribue à atténuer la détection d'un signal de pollution diffus.

Ce cas montre aussi que la nature du soubassement géologique joue un rôle important. L'U ou le Sr qui pourraient être interprétés comme des polluants dans l'aquifère fluvio-glaciaire proviennent ici clairement de la molasse (tab.III.1.5.16).

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
VUF-1	eaux de surface amont	nulle	n.a.	n.d.	o
VUF-2	eaux de surface aval	nulle	n.a.	n.d.	o
VUF-3	percolat		n.a.	B, Ba, Br, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Cr., V, Mo, U, Pb, Cd	•
VUF-4	eaux souterraines aval	forte	n.a.	B, Br, Cr, Hg, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, V, <u>U, Sr</u>	+
VUF-5	eaux souterraines aval	faible	n.a.	B, Br, Ni, Pb, Rb, V	+
VUF-6	eaux de surface amont	nulle	n.a.	n.d.	o
VUF-7	eaux de surface aval	nulle	n.a.	n.d.	o

Tab.III.1.5.16- Bilan des analyses sur les eaux à VUF. Souligné: influences géogènes extra Quaternaire. n.a. non analysé, n.d. non détecté. (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld). Pour le percolat traces > 1 $\mu\text{g/l}$.

b.) SAU et HAR

Le site de SAU montre une fois encore les difficultés d'emploi d'une référence locale qui peut être influencée par des contaminations d'origine anthropique importantes (tab.III.1.5.17).

Les deux sites montrent aussi l'importance des influences géogènes sur les traces inorganiques et la nécessité d'en tenir compte lors de l'utilisation d'une référence externe.

Nous constatons en revanche que malgré la présence de sédiments fins, sables et limons, les traces inorganiques liées à la décharge sont détectées à une distance relativement importante du site (plus de 50 m) et à des teneurs suffisamment élevées pour exclure une origine géogène.

L'analyse des traces inorganiques permet de faire une assez bonne distinction entre le percolat de la partie ancienne du site de SAU (SAU-2) et celui de la partie récente (SAU-4). La présence d'éléments tel que As, Bi et Ag permet de confirmer la présence des déchets d'origine industrielle dans ce site et la faible quantité ou l'absence à HAR.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
SAU-1	eaux souterraines amont (réf. locale)	nulle, contaminations locales	<u>Fe, Mn, Cl</u>	(Al), (Ba), (Br), (B), <u>Li, Ni, Mo</u> , (Zn)	o
SAU-2	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, As, Pb, Cd, Bi	•
SAU-3	eaux souterraines aval	forte	K, Mn	Al , Co, Ti, Rb, Ni, Cr, Cu, V	+
SAU-4	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, As, Cd, La	•
SAU-5	eaux souterraines aval	faible		Ni, Li, Cr, Cu, Mo , Zn, U	+
SAU-6	eaux souterraines aval	faible	K, Mn	Al, Co, Ba, Ti, Li, La	+
SAU-7	eaux souterraines aval	faible	K, Mn	Co, Ba, Ni, Zr, U	+
SAU-8	eaux de surface amont	nulle			o
SAU-9	eaux de surface aval, assimilée au percolat	très fortes	Na, K, Mg	Co, Br, Rb, Li, B, Mo	•
HAR-1	eaux souterraines amont (réf. locale)	nulle			o
HAR-2	eaux souterraines aval	faible		Al, I, Li, Rb, Se	+
HAR-3	eaux souterraines aval	faible		Al, Ba, Br, I, Li , Se	+

Tab.III.1.5.17- Bilan des observations sur les eaux à SAU et HAR (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>1d). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 $\mu\text{g/l}$.

c.) SOR

Ce cas montre qu'un nombre restreint de traces inorganiques peuvent être utilisées comme indicateurs de contaminations pour la surveillance des eaux souterraines (tab.III.1.5.18). Les signaux obtenus sont significatifs et le contraste de concentrations amont / aval est suffisamment important pour mettre en évidence le rôle de la décharge, contrairement aux macro-composants qui n'ont pas montrés de signes de contaminations depuis que le site est en activité (Noël, 1996).

Les analyses effectuées le long du processus d'épuration de la STEP (eaux usées urbaines) où le percolat est mélangé indique que les eaux usées contiennent aussi une large gamme de traces inorganiques mais à des teneurs plus basses d'au moins un facteur 10 par rapport au percolat. Il faut toutefois conserver à l'esprit que les eaux usées peuvent vraisemblablement produire une contamination de composition similaire à celle produite par une décharge.

III SITES ÉCHANTILLONNÉS

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
SOR-1	eaux claires sous décharge	faible	Mn	Br, Ni, Rb	+
SOR-2	STEP- eaux décantées			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Bi, Mo	(•)
SOR-3	mélange percolat-eaux usées	forte		B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Bi	(•)
SOR-4	STEP- eaux épurées			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Bi	(•)
SOR-5	n'existe pas				
SOR-6	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, U, Cs, Pb, Cd, Bi	(•)
SOR-7	eaux souterraines amont	nulle			o
SOR-8	eaux souterraines amont	nulle			o
SOR-9	eaux souterraines aval	faible	Mn	Ni	+
SOR-10	eaux souterraines aval	faible	Mn	Ba, Br, Ni, Rb	+
SOR-11	eaux souterraines aval	faible	Mn	Ba, Br, Ni, Rb	+
SOR-12	eaux souterraines aval	faible		Ba	+

Tab.III.1.5.18- Bilan des observations sur les eaux à SOR (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat et les eaux usées mélangées: traces > 1 $\mu\text{g/l}$.

1.6. Décharges urbaines dans la plaine du Rhône

Nous avons regroupé ici deux sites situés dans la plaine du Rhône. Tous les prélèvements ont été réalisés dans des eaux de surface et seule l'analyse des traces inorganiques a été effectuée.

1.6.1. Sites de VIL

a.) Descriptions des sites et de leur environnement

Il s'agit de trois sites de décharges urbaines ouverts dans les années 1960 et fermés au début des années 1980. Ces sites sont formés par l'accumulation d'ordures ménagères, déchets encombrants, déchets de l'artisanat et inertes déposés dans d'anciens marécages (Fig.III.1.6.1).

Les volumes des deux principaux sites dépassent 500'000 m³.

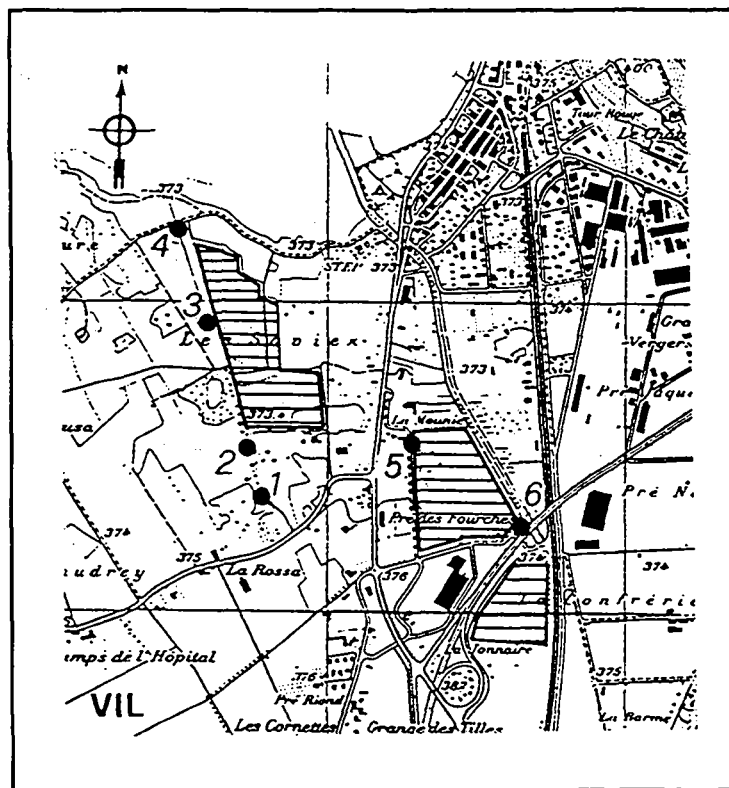


Fig.III.1.6.1- Situation des prélèvements autour des sites de VIL. (extrait au 1:25'000 reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Dans cette région, l'environnement géologique est constitué des dépôts alluviaux et de delta du Rhône et de l'Eau-Froide. Ces terrains sablo-limoneux sont surmontés par des tourbes.

Les alluvions abritent une nappe phréatique très peu profonde qui est drainée par les petits canaux qui sillonnent la région.

b.) Analyses des eaux superficielles

Deux échantillons ont été prélevés dans des canaux de drainage autour du site principal situé à l'est (débit ≈ 10 l/mn). Les deux canaux reçoivent les eaux de percolation de la décharge. Le point VIL-6 est le plus influencé et il a été assimilé a un percolat (fig.III.1.6.2.)

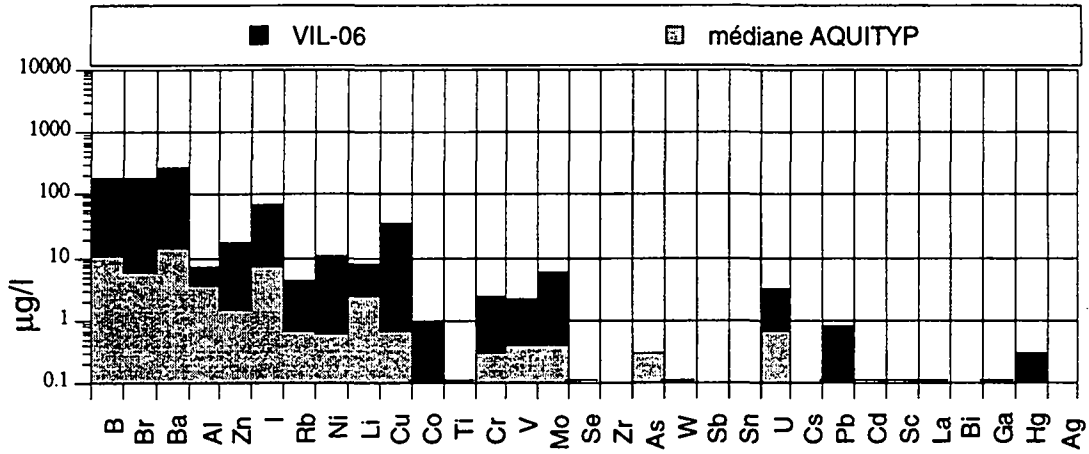


Fig.III.1.6.2- Composition de VIL-6.

L'échantillon VIL-5 a la même composition que le point 6, mais, à l'exception de B et de Rb qui ont des teneurs deux fois plus importantes, les teneurs sont nettement moins élevées.

Deux séries de prélèvements ont été effectués le long du drainage qui longe le côté ouest de l'autre grand site de décharge (débit ≈ 15 l/mn). La première campagne, réalisée en mai 1992 a permis de mettre en évidence certaines anomalies en traces entre le prélèvement amont et celui aval (tab.III.1.6.3). On y retrouve les habituelles anomalies en Fe et Mn, ainsi que des concentrations anormales en Br, Ni, Rb et une augmentation des teneurs en Co et Mo entre l'amont et l'aval.

	VIL-02	VIL-03		VIL-01	VIL-04	
	prélèvement de mai 92		FcL	prélèvement de juin 92		FcL
CE [μ S/cm]	580	698		470	667	
Fe [mg/l]	0.03	0.16	5	n.a.	n.a.	n.v.
Mn [mg/l]	0.15	0.25	2	n.a.	n.a.	n.v.
Br [μ g/l]	32.8	67.5	2	366.7	169.4	0
Co [μ g/l]	0.4	0.6	2	1.3	0.9	1
Mo [μ g/l]	0.7	2.9	4	7.4	3.7	1
Ni [μ g/l]	5.2	19.2	4	13	7.2	1
Rb [μ g/l]	3.1	7	2	7.4	8.6	1

Tab.III.1.6.3- Prélèvements de mai et de juin 1992 le long du site ouest de VIL.

Un prélèvement effectué le mois suivant dans le même drain ne permettra pas de retrouver ces résultats, ceci en raison des pluies qui avaient précédé l'échantillonnage de juin et qui ont provoqué une dilution des eaux du drainage.

1.6.2. Sites de FOL

a.) Descriptions des sites et de leur environnement

Ces sites sont situés de part et d'autre d'un canal profond qui longe le côté droit de la plaine du Rhône. D'anciennes exploitations de graviers ont reçu les déchets urbains de l'agglomération voisine durant les années 1960 à 1980. Le canal draine en partie les eaux de la nappe phréatique contenue dans les alluvions du Rhône.

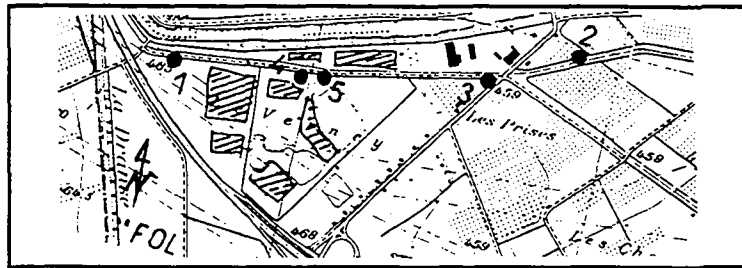


Fig.III.1.6.4- Situation des prélèvements à FOL (extrait au 1:25'000 reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

b.) Analyses des eaux superficielles

Les échantillons ont été prélevés dans le canal (débit > 500 l/mn) en amont des sites (FOL-2), ainsi qu'en aval (FOL-1) et en deux points intermédiaires (FOL-5 et 4), de part et d'autre de l'arrivée d'un drainage agricole et enfin au-dessous de la route qui traverse le canal.

La comparaison avec la référence locale, en l'occurrence le prélèvement amont, met en évidence quelques anomalies en I, Cu, B, Cs, Ba, Li, Br et Mo. Les points les plus influencés étant FOL-3 et FOL-5, alors que FOL-1 ne subit pratiquement aucune influence (Tab.III.1.6.5).

En se reportant à la situation des sites, nous pouvons constater que les anomalies du point 3 ne sont manifestement pas liées aux décharges, mais proviennent ou de la route, ou des installations de traitement des graviers installées de part et d'autre du canal. En définitive, seuls Cs et Mo seraient liés aux décharges.

Eaux superficielles	FOL-2	FOL-3	FOL-5	FOL-4	FOL-1	FOL-3	FOL-5	FOL-4	FOL-1
	réf. loc.					FcL	FcL	FcL	FcL
CE [μ S/cm]	273	210	385	413	364	1	1	2	1
I [μ g/l]	4.9	125	58.4	48.3	0.4	26	12	10	0
Cu [μ g/l]	0.3	4.9	0.9	0.2	0.2	16	3	1	1
B [μ g/l]	13.6	38.5	31.9	41.3	4.1	3	2	3	0
Cs [μ g/l]	0.1	0.3	0.6	0.1	0.6	3	6	1	6
Ba [μ g/l]	12.3	21.6	23.9	21.9	4.5	2	2	2	0
Li [μ g/l]	6.9	13.3	16.2	15.3	2.3	2	2	2	0
Br [μ g/l]	1.7	3.1	4.8	4.8	0.1	2	3	3	0
Mo [μ g/l]	3.5	3	6.1	3.5	3.1	1	2	1	1

Tab.III.1.6.5- Prélèvements le long du canal de FOL, concentrations observées et facteurs de contaminations pour les éléments les plus significatifs.

1.6.3. Synthèse des cas

VIL et FOL

Ces deux cas illustrent les problèmes de prélèvements qui surviennent dans les cours d'eau. Les conditions météorologiques et hydrauliques influencent fortement la qualité de l'échantillon.

La distance du prélèvement par rapport au site joue aussi un rôle important. Si le prélèvement est trop éloigné du lieu de pollution, il n'est plus possible de mettre en évidence une anomalie significative.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
VIL-1	eaux superficielles amont	nulle, contaminations locales		(Br), (Mo), (Rb), (Ni)	o
VIL-2	eaux superficielles amont	nulle			o
VIL-3	eaux superficielles aval	faible	Fe, Mn	Br, Co, Mo, Ni, Rb	
VIL-4	eaux superficielles aval	nulle			o
VIL-5	eaux superficielles aval	faible		B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni	+
VIL-6	eaux superficielles aval, assimilée au percolat	forte	Fe, Mn	B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Cr, V, Mo, U, Pb	•
FOL-1	eaux superficielles aval	nulle			o
FOL-2	eaux superficielles amont	nulle			o
FOL-3	eaux superficielles aval	nulle, contaminations locales		(I), (Cu), (B), (Ba), (Li), (Br),	o
FOL-4	eaux superficielles aval	nulle		Cs, Mo	o
FOL-5	eaux superficielles aval	nulle		Cs, Mo	o

Tab.III.1.6.6- Bilan des observations sur les eaux de surface à VIL et FOL (F_{CL} ≥ 2 ou F_{CE} ≥ 5 et conc. >> Id).

En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines. Entre parenthèses: contamination locale.

Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 µg/l

1.7. Percolats de décharges urbaines françaises

Trois percolats provenant de décharges urbaines françaises récentes ont été analysés lors de la campagne d'échantillonnage de la CIPEL. Il s'agit de site équipés de systèmes de récolte des percolats et contiennent essentiellement des ordures ménagères.

Nous remarquons l'absence des traces significatives des déchets spéciaux (fig.III.1.7.1).

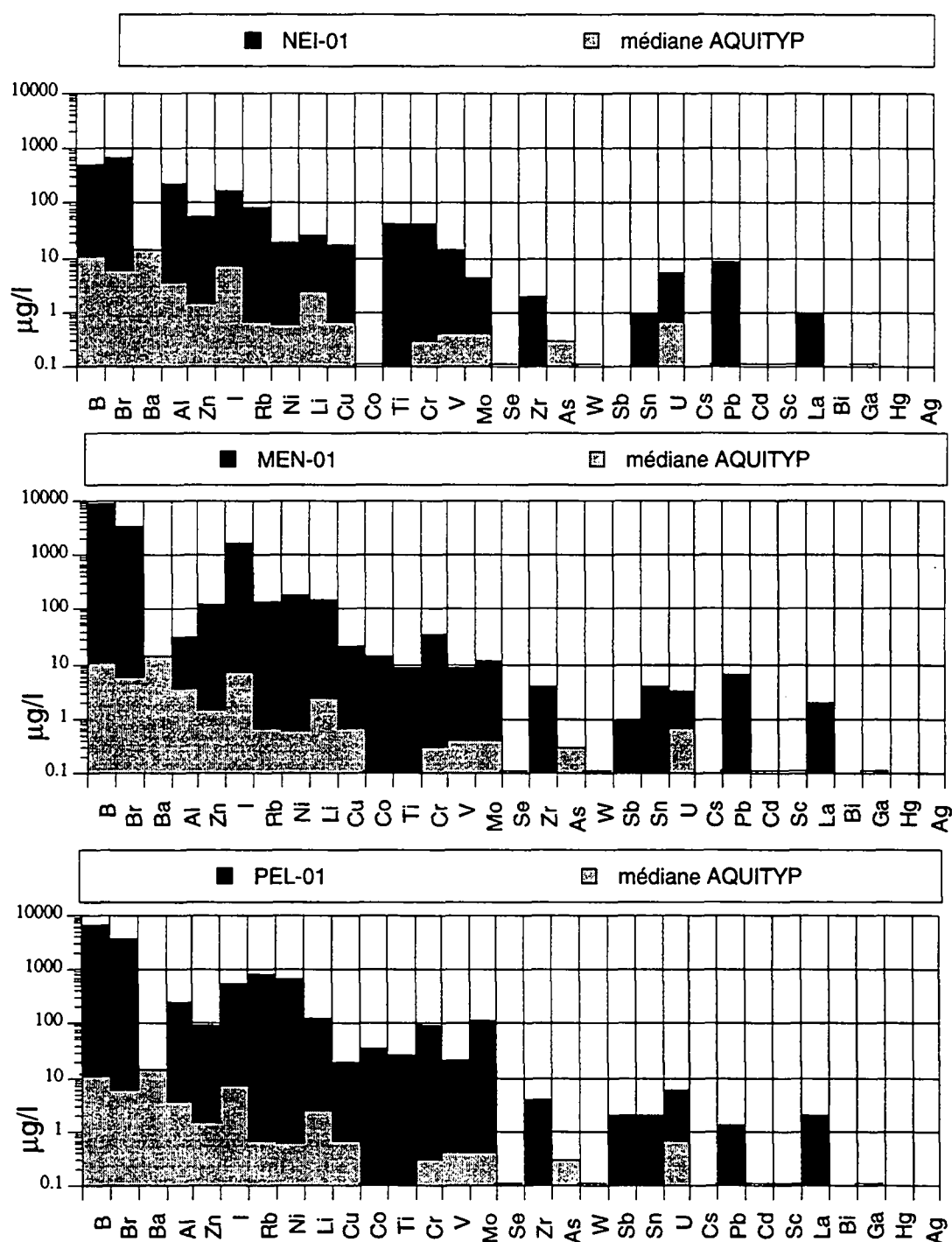


Fig.III.1.7.1- Percolat de trois décharges urbaines françaises (PEL, NEI, MEN).

2. Décharges rurales

Comme nous l'avons vu dans la partie méthodologie, ce genre de dépôts représente très rarement un risque important pour l'environnement de par la nature et le volume des déchets. La plupart de ces sites ne sont donc pas équipés de dispositif de surveillance des eaux souterraines ou superficielles et encore moins d'un équipement permettant la récolte des percolats. Les prélèvements ont ainsi souvent été effectués dans des eaux superficielles au pied de talus des décharges.

2.1. Sites sur le Plateau suisse

2.1.1. Site sur moraine (LIV)

Ce site typique des régions rurales vaudoises se situe au fond d'un petit vallon à une centaine de mètres à peine du village.

a.) Description du site et bref historique.

Avant 1966, les dépôts sont essentiellement constitués de déchets encombrants domestiques, de ferraille, vieux pneus, verres, papiers et gravats. Tous les déchets combustibles sont brûlés sur place. Le ruisseau est canalisé au pied de la décharge pour éviter que les déchets ne l'obstruent. Le volume mis alors en décharge n'atteint pas 2'000 m³.

A partir de 1965 la création d'une décharge communale fait l'objet d'une demande d'autorisation cantonale. Environ 6'000 m³ de déchets vont être déversés dans la décharge qui accueille, outre les ordures ménagères, des objets métalliques divers, parfois des déchets agricoles, des matériaux de dégrappage des chaussées, souvent des fûts métalliques vides, voire des carcasses de vieilles voitures et des pneus. La pratique du brûlage se poursuit.

En 1979, la fermeture de la décharge est exigée et les ordures ménagères sont récoltées et évacuées en direction d'une usine d'incinération. La décharge est alors transformée en décharge inerte pour déchets encombrants et agricoles non polluants. Le dépôt d'ordures ménagères, de vieux fûts, pneus, batteries de voitures et déchets de chantier va toutefois se poursuivre épisodiquement jusqu'à la fermeture définitive du site vers 1995. 5'000 m³ auront encore été déversés durant cette période, ce qui porte le volume total de la décharge à 13'000 m³ sur une surface d'env. 1'000 m².

b.) Situation géologique et hydrogéologique

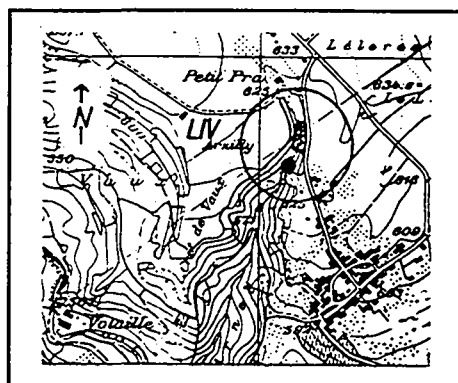
Dans la région une moraine épaisse, très hétérogène recouvre le soubassement molassique du Plateau. Son épaisseur n'est pas exactement connue dans la région, mais elle doit avoisiner les 5-6 mètres.

Ces dépôts glaciaires sont constitués de limons et argiles à blocs, contenant des lentilles sablo-graveleuses. Ces lentilles peuvent être aquifère comme en témoigne le captage situé en aval de la décharge, mais sur l'autre versant du vallon (débit moyen de 200 l/mn env.).

Un ruisseau canalisé sous tuyau ciment (débit de 20 à plus de 100 l/mn) parcourt le fond de la dépression qui est en partie comblée par le site de LIV. Ce ruisseau draine partiellement les eaux de percolations et de ruissellement de la décharge, comme l'a montré un essai de traçage effectué depuis les remblais du site.

LIV-1

CE [μ S/cm]	600.0	Al [μ g/l]	0.3	Li [μ g/l]	0.7
pH [-]	7.1	B [μ g/l]	11.9	Mo [μ g/l]	0.1
SO ₄ [mg/l]	16.6	Ba [μ g/l]	19.5	Ni [μ g/l]	0.1
NO ₃ [mg/l]	53.5	Br [μ g/l]	10.5	Pb [μ g/l]	0.1
Cl [mg/l]	28.4	Cd [μ g/l]	0.1	Rb [μ g/l]	0.1
HCO ₃ [mg/l]	300.8	Co [μ g/l]	0.1	U [μ g/l]	0.8
Ca [mg/l]	118.9	Cr [μ g/l]	0.1	V [μ g/l]	0.1
Fe [mg/l]	0.00	Cu [μ g/l]	0.7	Zn [μ g/l]	5.2
Mn [mg/l]	0.0	I [μ g/l]	26.7	Zr [μ g/l]	0.1



Tab.III.2.1- Macro-composants principaux et traces inorganiques décelés dans le ruisseau au pied du site de LIV.

A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

c.) Analyse des eaux superficielles

Un prélèvement unique a été effectué à la sortie de la conduite qui passe sous la décharge. La comparaison des eaux du ruisseau avec la référence AQUITYP-Quaternaire, ne nous permet pas de mettre en évidence des anomalies qui pourraient être liées à la décharge. Toutes les concentrations observées sont en effet inférieures au centile 90% de notre référence (voir tab.III.2.1).

2.1.2. Site sur fluvio-glaciaire (BIE)

Cette ancienne décharge communale se situe sur la rive d'une petite rivière. Les bâtiments les plus proches du site se trouvent à une centaine de mètres.

a.) Description du site et bref historique.

Les étapes de remblaiement suivent la même suite qu'au site de LIV déjà décrit. La nature des dépôts y est la même, à savoir, ordures ménagères, déchets encombrants, ferraille, quelques carcasses de voiture, vieux pneus, fûts, gravats et déchets agricoles. Le volume total mis en décharge est toutefois plus important qu'à LIV, puisqu'il atteint environ 35'000 m³.

En 1975, une digue de retenue est construite au pied de la décharge afin d'éviter que des ordures ne finissent leur course dans la rivière toute proche.

b.) Situation géologique et hydrogéologique

Dans la région du site de BIE, une épaisse couverture de terrains meubles recouvre le soubassement rocheux. Il s'agit de terrains fluvio-glaciaires jurassiens constitués de dépôts de sables et graviers avec quelques passages limoneux, reposant sur une moraine de fond rhodanienne.



Fig.III.2.2- Base de la décharge de BIE, avec la mare où a été effectué le prélèvement.

Les forages réalisés pour la construction de la digue en pied de décharge ont traversé 12 à 15 m de sables graveleux, contenant des intercalations sablo-limoneuses, avant d'atteindre les argiles de la moraine de fond. La profondeur des graviers et sables au droit de la planie actuelle de la décharge atteint ainsi environ 20 mètres.

Il n'y a pas de ruisseau qui traverse la décharge, mais une mare se forme entre le pied du site et la digue de retenue et subsiste longtemps après les précipitations (voir fig.III.2.2).

Aucun écoulement superficiel n'est visible entre la digue de retenue et le cours de la rivière voisine. Toutefois des exutoires doivent exister directement dans le lit du cours d'eau qui draine les eaux souterraines provenant de l'aquifère fluvio-glaciaire.

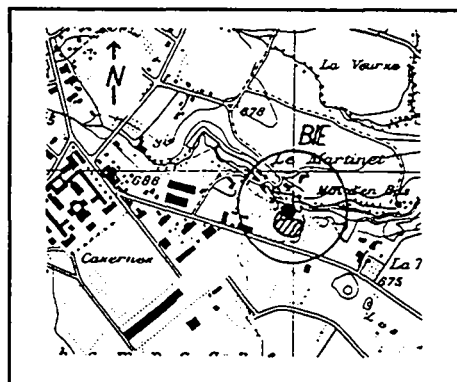
c.) Analyse des eaux superficielles

Un échantillon a été prélevé dans la petite mare en pied de décharge. Tout comme à LIV, les analyses ne montrent pas d'anomalie par rapport à notre référence AQUITYP-Quaternaire (tab.III.2.3).

Dans ce cas, comme dans le précédent, l'échantillon est certainement très dilué, ce qui explique les basses concentrations observées.

BIE-1

CE [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	250.0	Al [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	Li [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.7
pH [-]	7.1	B [$\mu\text{g}/\text{l}$]	8.0	Mo [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1
SO ₄ [mg/l]	4.5	Ba [$\mu\text{g}/\text{l}$]	7.7	Ni [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1
NO ₃ [mg/l]	0.0	Br [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	Pb [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1
Cl [mg/l]	1.5	Cd [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	Rb [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1
HCO ₃ [mg/l]	198.3	Co [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	U [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.5
Ca [mg/l]	59.9	Cr [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	V [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.4
Fe [mg/l]	0.0	Cu [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1.4	Zn [$\mu\text{g}/\text{l}$]	6.1
Mn [mg/l]	0.0	I [$\mu\text{g}/\text{l}$]	29.8	Zr [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1



Tab.III.2.3- Macro-composants principaux et traces inorganiques décelés dans le ruisseau au pied du site de BIE.

A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Il faut aussi constater que le nombre de traces inorganiques détectées est très restreint, notamment si nous nous reportons aux analyses d'eaux contaminées par des décharges urbaines.

2.1.3. Site sur alluvions (FUL)

Tout comme le site de HAR (décharge urbaine), le site de FUL a pu être échantillonné grâce à O. Kissling de l'ETH Zurich.

a.) Description du site et de son environnement

Nous ne disposons pas de renseignements précis sur la nature des déchets mis en place dans le site de FUL. Mais il s'agit d'une décharge d'OM et de gravats qui était soupçonnée de polluer la nappe alluviale. Trois forages ont été entrepris autour du site pour déterminer la direction des écoulements et caractériser une pollution éventuelle (fig.III.2.4). Outre les prélèvements dans les piézomètres en PVC, nous avons effectués des prises d'échantillons dans le ruisseau voisin en amont et en aval du site (FUL-1 et 2)

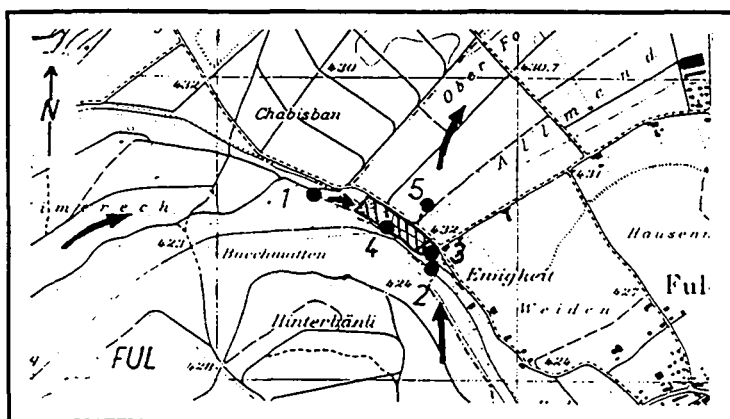


Fig.III.2.4- Situation des prélèvements à FUL au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

b.) Analyses des eaux souterraines

Nous avons utilisés les échantillons prélevés par pompage pour les comparaisons amont - aval. Notons encore que les macro-composants ne montrent pas d'anomalies significatives dans tous les points échantillonnés. La direction des écoulements aux alentours de la décharge est pratiquement *nord - sud*. Cette direction n'est toutefois pas définie avec exactitude, car le cheminement des eaux est influencé par les chenaux graveleux dus aux divagations de l'Aar. Les conductivités plus élevées à FUL-4 et 5 confirment la position amont du point FUL-3.

En ce qui concerne les traces, nous rencontrons une série d'anomalies dans les références amont (ruisseau ou piézomètres): Fe, Mn, Al, Rb, Ti et dans une moindre mesure Ni, Li, Cr, Ba, Zn, V (tab.III.2.5).

La présence de Fe et de Mn peut s'expliquer par les phénomènes de réduction qui se produisent dans les aquifères. Nous avons vu, lors de la présentation du cas voisin de HAR, que pour les traces, les écarts entre notre référence AQUITYP-Quaternaire et les concentrations observées dans les références locales peuvent s'expliquer par la nature pétrographique différente entre les dépôts meubles de la région de l'Aar et ceux du Plateau vaudois.

	Q-50%	Q-90%	FUL-1	FUL-2	FUL-3	FUL-4	FUL-5	FUL-1	FUL-2	FUL-3	FUL-4	FUL-5
			amont	aval	amont	aval	aval	FcE	FcL	FcE	FcL	FcL
			ruis.	ruis.	e.sout	e.sout	e.sout					
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	359	362	565	665	634	n.v.	1	n.v.	1	1
Sr [mg/l]	0.191	0.232	0.233	0.221	0.343	0.311	0.452	1	1	2	1	1
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.03	0.03	0.12	0.59	0.03	9	1	37	5	0
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0	0	0.02	0.16	0.03	0	0	18	8	1
Al [μ g/l]	5.1	55.8	46.4	36.2	69.4	427.6	14.1	9	1	14	6	0
As [μ g/l]	0.2	0.7	0.1	0.1	0.1	0.3	0	0	1	0	3	0
Ba [μ g/l]	31.4	40.4	64.1	62.5	60.3	101.5	79.6	2	1	2	2	1
Co [μ g/l]	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	1.8	0.1	1	1	1	9	0
Cr [μ g/l]	0.8	1.4	1.2	1.1	1.9	6.2	1.1	2	1	2	3	1
Li [μ g/l]	1.1	1.5	2.6	2.7	2.1	2.7	2.1	2	1	2	1	1
Ni [μ g/l]	0.4	1.0	1.2	0.4	1.9	9.1	1.4	3	0	5	5	1
Rb [μ g/l]	0.1	0.1	0.4	0.4	0.6	0.9	0.6	5	1	7	1	1
Ti [μ g/l]	0.0	0.1	1.3	1	1.8	4.9	0.8	>100	1	>100	3	0
V [μ g/l]	0.2	0.3	0.5	0.6	0.4	2.3	0.1	3	1	2	6	0
Zn [μ g/l]	9.6	17.1	17.8	47.1	46.5	23.5	15.8	2	3	5	1	0

Tab.III.2.5- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à FUL.

En ce qui concerne le Zn, nous avons vu dans la partie méthodologie que cet élément est très sensible aux contaminations atmosphériques. Le Br ne figure pas dans le tableau, les concentrations mesurées étant inférieures à la teneur du centile 90% de notre référence.

Les mesures effectuées sur les eaux superficielles montrent qu'il n'y a pas de relation entre la décharge et le ruisseau.

Dans les eaux souterraines par contre, nous pouvons observer une augmentation sensible de la concentration de plusieurs éléments au point FUL-4 qui se trouve tout près du site. Les traces les plus significatives sont Al, Ba, Co, Cr, Ti et V et les concentrations observées sont bien supérieures à celles des typologies AQUITYP, ce qui permet d'exclure une origine géogène.

Le point FUL-5 ne présente par contre pas d'anomalie significative par rapport à FUL-3.

2.1.4. Autres sites du Plateau

Une série de décharges a été échantillonnée sans que des informations précises aient pu être obtenues en ce qui concerne le volume, la nature et l'âge des dépôts.

Les résultats de ces prélèvements sont présentés succinctement ci-dessous.

a.) Description des sites et de leur environnement

D'après les observations effectuées sur les sites même, il s'agit de petites décharges communales, du même type que celles qui ont été présentées précédemment (LIV et BIE).

Tous les sites correspondent *à priori* à la décharge rurale, telle que définie dans la partie méthodologie: de petits volumes généralement inférieurs à 50'000 m³, elles contiennent des déchets domestiques (O.M. et déchets encombrants), ainsi que des quantités importantes de gravats et de ferraille et peuvent contenir des déchets artisanaux en petites quantités.

Tous ces sites se situent sur les dépôts morainiques peu épais qui recouvrent une partie du Plateau vaudois (Bersier, 1953) ou directement sur le soubassement molassique (FRO, BRE, ROM).

Les échantillons de TIE, FRO, BON-3 et TRE ont été prélevés dans les eaux s'écoulant directement sous les déchets, au pied des décharges. Ces "sources" avaient des débits inférieurs à 5 l/mn lors des prélèvements.

Le terme de source peut paraître inadapté, pourtant il s'agit bien de "la sortie naturelle localisée d'eaux souterraines à la surface du sol" (Foucault et Raoult, 1984). La décharge constitue un petit aquifère, qui se vidange en son pied, le fond de moraine ou de marnes molassiques limitant les écoulements plus en profondeur.

Les prélèvements de BOT et CRI ont été effectués dans des drainages agricoles passant sous les dépôts. Là aussi, les débits étaient inférieurs à 5 l/mn.

A BRE les échantillons ont été prélevés dans un ruisseau en amont et en aval d'une petite décharge communale. Le ruisseau entaille la molasse (débit env. 50 l/mn).

ROM-1 et 2 ont été prélevés dans un ruisseau qui circule sur la molasse (débit env. 100 l/mn), ROM-3 provient d'une mare formée par l'accumulation d'eau suintant des grès molassiques au-dessous de la décharge.

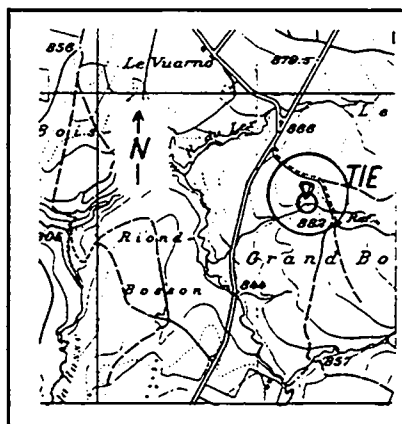
b.) Analyses des eaux superficielles

TIE et FRO

Ces deux sites présentent des anomalies extrêmement similaires. Pour le site de TIE nous avons pris la référence AQUITYP-Quaternaire, la référence AQUITYP-Molasse a été utilisée pour FRO. Nous observons tout d'abord que les concentrations des éléments en trace sont très basses, tout comme les conductivités (tab.III.2.6 et 2.7).

Hormis Fe et Hg à TIE ainsi que Fe et Mn à FRO, toutes les autres traces sont certainement de nature géogène. En effet, à ces concentrations, elles sont représentatives des influences de la molasse toute proche.

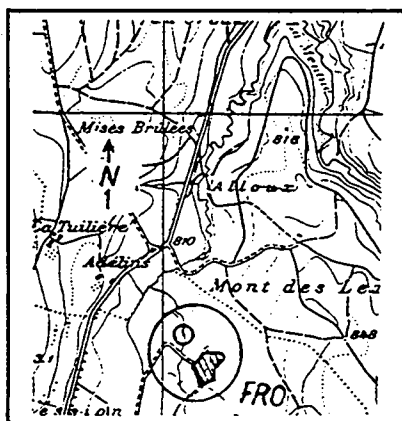
TIE	Q-50%	Q-90%	TIE-01	TIE-01
				FcE
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	224	n.v.
pH [-]	7.5	7.5	n.a.	n.v.
Sr [mg/l]	0.191	0.232	0.51	3
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.01	3
Cr [μ g/l]	0.8	1.4	2.8	4
Hg [μ g/l]	0.0	0.0	0.2	>100
Mo [μ g/l]	0.1	0.2	0.6	4
Rb [μ g/l]	0.1	0.1	0.8	10
V [μ g/l]	0.2	0.3	0.6	3



Tab.III.2.6- Traces inorganiques décelées de façon anormale (FcE >2) dans le ruisseau au pied du site de TIE. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Fe et Mn ne sont pas non plus typiques d'une pollution par une décharge, bien qu'en l'occurrence, la grande quantité de ferrailles présente dans les déchets, pourrait expliquer de telles anomalies.

FRO	M-50%	M-90%	FRO-1	FRO-1
				FcE
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	340	n.v.
pH [-]	7.3	7.7	n.a.	n.v.
Sr [mg/l]	0.230	0.514	0.91	5
Fe [mg/l]	0.0015	0.0092	0.04	27
Mn [mg/l]	0.0008	0.0079	0.03	38
Br [μ g/l]	9.2	27.4	25.9	3
Cr [μ g/l]	0.7	3.4	2.5	4
Ni [μ g/l]	0.5	1.2	1.3	3
Rb [μ g/l]	0.6	1.3	2	3



Tab.III.2.7- Traces inorganiques décelées de façon anormale (FcE >2) dans le ruisseau au pied du site de FRO. A droite situation du prélèvement au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

BOT, CRI et TRE

Ces trois sites présentent déjà une particularité par rapport aux précédents: la conductivité électrique oscille entre 700 et 1928 $\mu\text{S} / \text{cm}$.

Du point de vue des traces, plusieurs d'entre elles présentent des anomalies très nettes. Les plus fréquentes sont Fe, Mn et Sr, qui avaient déjà été repérées dans les échantillons de TIE et FRO, mais nous trouvons aussi B, Ba, Br, Ni et Rb qui ont des concentrations suffisamment élevées pour être d'origine anthropique dans les trois échantillons (tab.III.2.8). Bi, W, Zn, Ti et Zr ont des concentrations anormales à TRE où elles ont été analysées.

BOT-1	Q-50%	Q-90%	BOT-1	FcE	CRI-1	FcE	TRE-1	FcE
CE [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	n.a.	n.a.	704	n.v.	1089	n.v.	1928	n.v.
pH [-]	7.5	7.5	n.a.	n.v.	7.2	1	n.a.	n.v.
Sr [mg/l]	0.191	0.232	2.207	11	1.264	7	n.a.	n.v.
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.21	64	n.a.	n.v.	0.01	3
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.76	>100	n.a.	n.v.	0.68	>100
B [$\mu\text{g}/\text{l}$]	19.0	27.4	37.3	2	278.8	15	1077	57
Ba [$\mu\text{g}/\text{l}$]	31.4	40.4	100.6	3	233.6	7	43.3	1
Br [$\mu\text{g}/\text{l}$]	12.1	20.2	186	15	347.1	29	75.8	6
Bi [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.0	n.a.	n.v.	n.a.	n.v.	1.2	>100
Co [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.2	0.2	0.5	3	0.9	6	3.2	21
Cr [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.8	1.4	1.8	2	2.2	3	1.2	2
Cu [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1.6	3.1	3.3	2	14.1	9	2.4	2
Hg [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.0	0.4	>100	0.1	90	0	0
I [$\mu\text{g}/\text{l}$]	2.1	4.8	18.6	9	117.2	57	3	1
Li [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1.1	1.5	9.9	9	10.8	10	40.2	37
Mo [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	0.2	2.3	16	4.7	33	2	14
Ni [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.4	1.0	2.8	7	6.7	17	8.4	21
Ti [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.1	n.a.	n.v.	n.a.	n.v.	1.5	>100
Rb [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.1	0.1	24.1	>100	8.3	>100	36.2	>100
U [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.7	0.8	2.3	3	9.1	13	1	1
V [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.2	0.3	4.1	21	9.6	50	0.3	2
W [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0.0	0.0	n.a.	n.v.	n.a.	n.v.	2.3	>100
Zn [$\mu\text{g}/\text{l}$]	9.6	17.1	4.1	0	n.a.	n.v.	95.5	10

Tab.III.2.8- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à BOT CRI et TRE.

D'autres traces comme Co, Cu, V, U, Mo, Li, I et Hg ont parfois des teneurs qui dépassent nettement les valeurs de référence pour les eaux du Quaternaire ou pour celle de la Molasse qui pourrait influencer les échantillons. Le Cr a des concentrations voisines de celles observées dans les eaux de la Molasse.

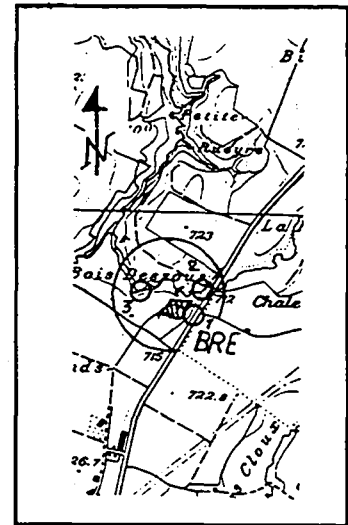
Les conductivités et le cortège des anomalies en traces se rapprochent de ce que nous avons observé dans le cas des sites urbains. Nous ne disposons pas de renseignements concernant la nature exacte des déchets mis dans ces sites, mais il est vraisemblable que d'assez grandes quantités d'OM y ont été déversées.

BRE

Ces prélèvements ont été effectués dans un ruisseau qui reçoit aussi les eaux de ruissellement de la route voisine, ce qui permet d'expliquer les teneurs élevées en Sr, Fe, Mn et Hg notamment dans l'échantillon amont (BRE-1) (tab.III.2.9).

Les eaux du ruisseau étant en contact direct avec la molasse aquitannienne, nous avons utilisé la compilation des données AQUITYP-Molasse pour référence externe

BRE	M-50%	M-90%	BRE-1	BRE-1	BRE-2	BRE-3	BRE-2	BRE-3
			amont	FcE	aval	aval	FcL	FcL
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	420	n.v.	454	443	1	1
Sr [mg/l]	0.230	0.514	1.235	5	1.37	1.444	1	1
Fe [mg/l]	0.0015	0.0092	0.06	40	0	0.01	0	0
Mn [mg/l]	0.0008	0.0079	0.08	100	0.01	0.01	0	0
Al [μ g/l]	5.1	55.8	28.1	6	20.8	41.3	1	1
Br [μ g/l]	9.2	27.4	24.1	3	36.6	20.9	2	1
Cr [μ g/l]	0.7	3.4	2.1	3	1.8	3.3	1	2
Hg [μ g/l]	0.0	0.0	0.2	>100	0.4	0.1	2	0
Ni [μ g/l]	0.5	1.2	1.4	3	2.2	1.3	2	1
Rb [μ g/l]	0.6	1.3	0.5	1	0.6	2.2	1	4
V [μ g/l]	0.5	0.8	1.1	2	1.5	1.2	1	1



Tab.III.2.9- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à BRE et situation des prélèvements au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Il n'y a pas de suintements ou d'écoulements visibles de la décharge vers le ruisseau.

Malgré tout, des traces comme Br, Hg, Ni et V montrent une légère augmentation entre le point de prélèvement amont et le premier point aval. Les teneurs bien que très faibles sont significatives d'une influence anthropique.

La légère variation de concentrations des autres traces (Al, Cr, et Rb) peut être expliquée par la présence de Molasse sur le fond du ruisseau.

ROM

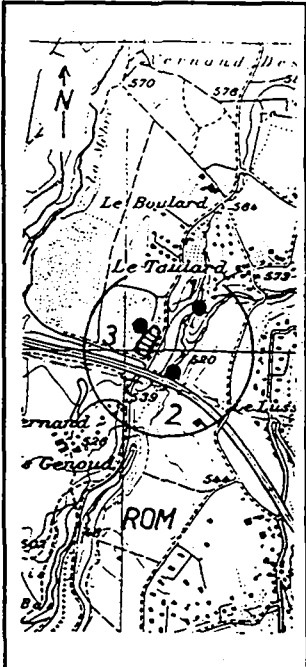
Les eaux du ruisseau et de la mare étant en contact directe avec la molasse aquitannienne, nous avons utilisé la compilation des données AQUITYP-Molasse pour référence externe avec le prélèvement amont (ROM-1) et avec l'échantillon prélevé sur une petite mare alimentée par des suintement d'eaux souterraines (ROM-3).

Le ruisseau où les prélèvements ont été effectués reçoit aussi les eaux de ruissellement des routes voisines. Ceci explique les anomalies de l'échantillon amont en B, Ba, Br, Cu, Mo, Ni, U et V (Nativel, 1996).

Seuls B, Ni et dans une moindre mesure Hg présentent une augmentation significative entre l'amont et l'aval du site de décharge. La teneur des autres traces ne varie pas ou diminue même (tab.III.2.10).

Par contre, la plupart des traces présentent des anomalies marquées dans l'échantillon ROM-3.

ROM	M-50%	M-90%	ROM-1		ROM-3		ROM-2	
			amont	FcE	mare	FcE	aval	FcL
			ruis.				ruis.	
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	590	n.v.	497	n.v.	596	n.v.
Sr [mg/l]	0.230	0.514	0.888	4	2.583	11	1.013	1
B [μ g/l]	3.3	8.0	88	27	813.7	>100	133	2
Ba [μ g/l]	27.4	74.6	171.6	6	215.2	8	176.6	1
Br [μ g/l]	9.2	27.4	166.2	18	141.9	15	168.2	1
Co [μ g/l]	0.1	0.4	1	10	0.3	3	0.7	0
Cu [μ g/l]	0.2	3.0	13.6	68	19.7	99	12.5	1
Hg [μ g/l]	0.0	0.0	0.4	>100	0.7	>100	0.6	2
Li [μ g/l]	2.2	9.0	33	15	76.2	35	24.1	0
Mo [μ g/l]	0.4	2.5	10.3	26	33	83	6.5	0
Ni [μ g/l]	0.5	1.2	8.8	18	8.8	18	16.1	2
Rb [μ g/l]	0.6	1.3	28.4	47	6.3	11	20	0
U [μ g/l]	0.5	2.4	4	8	7.1	14	4.8	1
V [μ g/l]	0.5	0.8	10.4	21	45.7	91	9.7	0



Tab.III.2.10- Macro-composants principaux et traces inorganiques présents à des concentrations anormales à ROM et situation des prélèvements au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Les plus significatives sont B, Ba, Br, Cu, Li, Mo, U et V. Les concentrations auxquelles elles se trouvent permettent d'exclure une origine géogène. Nous retrouvons d'ailleurs le cortège de traces qui paraît typique de la présence d'OM. Notons que la petite mare où le prélèvement a été effectué ne reçoit pas d'eau de ruissellement routier.

2.2. Sites isolés

2.2.1. Sites en Valais

a.) Situation des sites

Bien que d'importantes décharges existent dans le canton du Valais, comme celle de Gamsen (Vouillamoz, 1996 ab) pour n'en citer qu'une, nous n'avons eu accès qu'à de petites décharges communales, de type urbain (FOL déjà décrits) ou de type rural.

De nombreux sites ont été prospectés, mais beaucoup d'entre eux n'ont pas pu être échantillonnés faute d'eau. Dans un autre cas, les prélèvements effectués n'ont pas permis de déceler d'anomalies (TAN), la décharge n'ayant pas de relation avec le ruisseau échantillonné.

Beaucoup de décharges sont situées dans la plaine du Rhône ou sur les alluvions des vallées latérales (DRA, OBE). Ces sites occupent d'anciennes exploitations de graviers, ou parfois se trouvent directement dans les torrents. C'est le cas, ou plutôt c'était le cas du site RID, le torrent ayant emporté pratiquement tous les déchets lors des crues saisonnières.

Seules deux décharges situées sur un flanc de vallée ont été échantillonnées (TER et BIS). Lorsqu'ils n'occupent pas des creux de terrain, ces sites se trouvent directement dans les talus où les déchets forment souvent un voile peu épais, qui se mélange aux éboulis. Dans ce dernier cas il n'y a ainsi pas d'eau qui s'écoule hors des période de fortes pluies.

Nous ne commenterons pas les résultats de TAN et de RID qui figurent en annexe, ces prélèvements n'ayant pas livrés d'anomalies en relation avec les sites. Notons que les échantillons RID-1 et RID-2 ont été prélevés dans le Rhône.

b.) Analyses des eaux superficielles

TER et OBE

Les échantillons de TER et OBE ont été prélevés à la base des décharges. Les deux sites se trouvent sur du Quaternaire. Le site de TER peut toutefois être influencé par des flyschs ou éventuellement par des évaporites du Trias qui constituent le soubassement du flanc Sud du Rhône dans cette région. Dans la région du site de OBE le soubassement est cristallin.

Ces deux sites présentent de faibles concentrations et une composition assez similaire. La conductivité est aussi assez basse et correspond à celle des eaux souterraines des deux régions de prélèvements respectives.

Les éléments présentant les anomalies les plus significatives sont Fe, Mn, ainsi que Br, I, V et Zn (tab.III.2.9). Les autres traces ont des teneurs qui peuvent s'expliquer par des apports géogènes soit d'origine cristalline soit d'origine sédimentaire de type flysch. Notons encore

que ces deux échantillons ont été prélevés lors de la campagne de la CIPEL, ils ont donc subi une filtration avant acidification, ce qui peut en partie expliquer les basses teneurs observées.

	Q-50%	Q-90%	TER-1	FcE	OBE-1	FcE
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	534	n.v.	200	n.v.
pH [-]	7.5	7.5	7.5	1	7.3	1
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.02	6	0.02	6
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.57	>100	0.21	>100
Br [μ g/l]	12.1	20.2	151.3	12	65.4	5
I [μ g/l]	2.1	4.8	27	13	14.7	7
Li [μ g/l]	1.1	1.5	10.9	10	8.5	8
Mo [μ g/l]	0.1	0.2	4.5	32	0	0
Rb [μ g/l]	0.1	0.1	1	12	4	49
Ti [μ g/l]	0.0	0.1	0.2	>100	0.2	>100
V [μ g/l]	0.2	0.3	3.7	19	3.6	19
Zn [μ g/l]	9.6	17.1	25	3	96	10

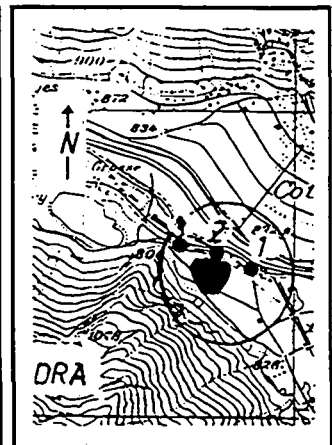
Tab.III.2.11- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à TER et OBE.

DRA

Les prélèvements ont été effectués dans une rivière (débit >500 l/mn), en amont, à hauteur du site et à l'aval.

L'échantillon amont présente quelques anomalies par rapport à la référence externe. La nature silicatée des alluvions (la région est située sur le socle cristallin de la nappe du Grand St Bernard) est sans doute à l'origine des teneurs un peu élevées en Mo, Ti et U. On remarque que le Se est présent à 0.1 μ g / l, ce qui correspond aux teneurs détectées dans les références amont de la vallée du Pô ou à HAR, son origine est certainement géogène.

DRA	Q-50%	Q-90%	DRA-1	FcE	DRA-2	DRA-3	DRA-2	DRA-3
	ref		amont	FcE	aval	aval	FcE	FcE
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	220	n.v.	252	408	1	2
I [μ g/l]	2.1	4.8	5.1	2	1.5	0.2	0	0
Li [μ g/l]	1.1	1.5	1.1	1	1.7	1.3	2	1
Mo [μ g/l]	0.1	0.2	1.7	12	1.7	1.5	1	1
Rb [μ g/l]	0.1	0.1	0.1	1	0.3	0.1	3	1
Se [μ g/l]	0.0	0.0	0.1	90	0.1	0.1	1	1
Ti [μ g/l]	0.0	0.1	0.1	90	0.5	0.2	5	2
U [μ g/l]	0.7	0.8	1.4	2	1.6	2.7	1	2
Zn [μ g/l]	9.6	17.1	2	0	2.4	8.4	1	4



Tab.III.2.12- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à DRA et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Malgré quelques anomalies amont - aval (U, Zn), les concentrations restent tellement basses que le marquage de la décharge sur la rivière ne peut pas être mis en évidence (tab.III.2.12), l'origine des traces pouvant être géogène. L'augmentation de la conductivité indique par contre que des apports en macro-composants ont lieu.

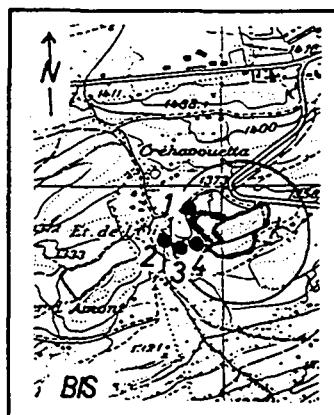
BIS

Ce site occupe un vallon dont le soubassement rocheux est constitué de calcaires argileux et de schistes noirs liasiques de la nappe du Wildhorn. Ce substratum rocheux est recouvert d'une couverture morainique et de dépôts marécageux et lacustres.

Les échantillons ont été prélevés, en amont et en aval, dans le ruisseau qui longe la décharge (BIS-1 et 2), ainsi qu'en deux endroits dans le marais présent au pied du site. Le débit du ruisseau était d'environ 20 l/mn.

Le volume de cette décharge atteint 500'000 m³, mais plus du 70% des déchets sont constitués de gravats et matériaux inertes. Les OM brutes représentent moins de 10 % du volume, soit environ 50'000 m³. Il n'y a pas d'industrie dans la région qui vit essentiellement du tourisme.

	Q	Q	BIS-1	BIS-2	BIS-3	BIS-4	BIS-1	BIS-2	BIS-3	BIS-4
	50%	90%	amt	aval	mar.	mar.	FcE	FcL	FcE	FcE
CE [μ S/cm]	n.a.	n.a.	200	213	1265	1730	n.v.	1	n.v.	n.v.
B [μ g/l]	19.0	27.4	2.7	2.2	13.3	32.3	0	1	1	2
Br [μ g/l]	12.1	20.2	0.4	0.2	22.7	41.7	0	0	2	3
I [μ g/l]	2.1	4.8	0.1	6.5	117	341	0	64	57	>100
Li [μ g/l]	1.1	1.5	1.3	1.1	1.4	3.8	1	1	1	3
Rb [μ g/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.9	1	1	1	11
Se [μ g/l]	0.0	0.0	0.1	0.1	1	1.2	90	1	>100	>100
Ti [μ g/l]	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	90	1	>100	>100



Tab.III.2.13- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à BIS et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997).

Les seules anomalies importantes et significatives se situent dans les eaux du marais. I, Br, Se et dans une moindre mesure Rb, Li et Ti indiquent l'influence de la décharge sur le point 4 (tab.III.2.13).

Hormis Se, les traces pouvant signaler la présence de déchets spéciaux n'ont pas été détectées. Il faut remarquer que les tourbes dans le marais pourraient être à l'origine de certaines des anomalies observées. Par contre, seul I présente une variation importante sur le ruisseau entre l'amont et l'aval du site

Malgré sa taille, ce site présente donc à peu près les mêmes caractéristiques que la plus part des exemples que nous avons vu précédemment dans ce chapitre consacré aux décharges rurales.

Remarquons toutefois que les conductivités supérieures à 1000 μ S/cm dans le marais indique que des anomalies en macro-composants doivent avoir lieu (ces paramètres n'ont pas été analysés. Le lien avec la décharge n'est par contre pas certain, le marais pouvant aussi en être l'origine.

2.2.2. Les exceptions qui confirment la règle

Jusqu'à présent, nous avons vu que les sites de décharges rurales présentent très peu de particularités du point de vue des macro-composant ou des traces inorganiques. Il arrive parfois que ces sites sont pollués accidentellement (cas particulier de BON) ou plus ou moins sciemment suite à l'introduction de déchets spéciaux (cas de SOT, voir Bécherraz, 1992).

Nos investigations nous ont permis d'échantillonner les décharges de BON-3, BON-14 et de SOT qui présentent quelques particularités. Les deux premières sont situées en contrebas d'une ancienne décharge pour déchets spéciaux (voir BON, chap.III.3), la deuxième est une ancienne décharge communale transformée en dépôt de grande capacité pour matériaux de démolition. Ce site a en outre reçu une quantité indéterminée de déchets industriels (Perret, 1996).

Ces sites représentent des exceptions au sein des décharges rurales, mais il faut en tenir compte, puisqu'ils existent et peuvent se retrouver à d'autres endroits.

a.) Sites de BON-3 et BON-14

Le prélèvement BON-3 a été effectué au pied d'une décharge sauvage, dans un petit ruisseau (débit env. 20 l/mn). Le bas de la décharge baigne dans l'eau. Les déchets visibles sont composés essentiellement de gravats et de déchets végétaux. Quelques fût, bidons et sacs d'ordures sont mélangés aux autres déchets. L'environnement géologique du site est constitué de limons de Plateau.

L'échantillon BON-14 a été prélevé dans une décharge communale contrôlée située à l'ouest du site de déchets spéciaux. Cette décharge surveillée a été aménagée et les eaux de percolations sont drainées. Le site reçoit des déchets de démolition, des déchets de jardin ainsi que de petites quantités de déchets domestiques (déchets encombrants et OM mélangés).

Les analyses de macro-composants ne livrent rien de particulier, les concentrations observées pouvant parfaitement être d'origine géogène.

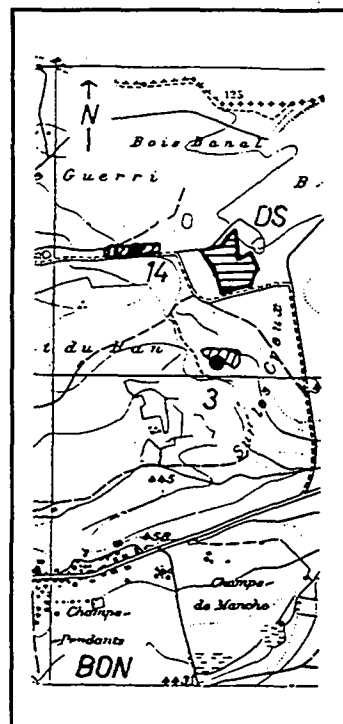
Ces sites se distinguent des autres décharges rurales de part le nombre important de traces qui y ont été détectées. Les anomalies les plus importantes par rapport à notre référence AQUITYP-Quaternaire sont fournies par Co, Li, Ni, Rb, Sb, Se, W, Zn, Ba, B, Mo, Sr et dans une moindre mesure Br, V, Ti, U et Fe (tab.III.2.14). La plupart de ces traces ont des teneurs nettement plus élevées que dans les eaux non anthropiques du projet AQUITYP. Seuls V, Ti et U pourraient avoir une origine géogène, bien que l'environnement géologique permette d'exclure cette possibilité, car il n'y a ni cristallin, ni molasse ou évaporite dans la région.

L'observation la plus intéressante reste le fait que de nombreuses traces typiques des déchets spéciaux sont présentes. Se, Sb, Mo, Co ainsi que As (1.6 µg/l) ont des concentrations supérieures à la Id et Cs, Sc et Ti ont été détectés. Bien que la présence de déchets spéciaux dans ces décharges ne puisse pas être exclue, elle est peu vraisemblable.

Nous verrons dans l'exposé du cas de BON que les percolats ont été pompés du fond de la décharge et épandus dans les bois voisins, ceci dans les années 1960.

Par ailleurs, Leuenberger et Grunder (1994) signalent la présence d'une contamination assez importante dans les argiles de la "série blanche" et dans les argiles altérés qui les recouvrent en raison d'exfiltrations des percolats dans l'environnement immédiat de la décharge. Ces écoulements se sont produits dans les années 80 en raison des niveaux d'eaux très élevés dans la décharge.

	Q-50%	Q-90%	BON 14	BON 03	BON 14	BON 03
			DR	DR(S)	FcE	FcE
CE [µS/cm]	n.a.	n.a.	785	850	n.v.	n.v.
pH [-]	7.5	7.5	6.7	7.2	1	1
Sr [mg/l]	0.191	0.232	0.282	1.996	1	10
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0.75	0.01	>100	3
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.86	0	>100	0
Tritium [UT]	n.a.	n.a.	211	134	n.v.	n.v.
As [µg/l]	0.2	0.7	3.3	1.6	15	7
B [µg/l]	19.0	27.4	192.1	964.7	10	51
Ba [µg/l]	31.4	40.4	140.3	380.8	4	12
Br [µg/l]	12.1	20.2	192.1	84.2	16	7
Co [µg/l]	0.2	0.2	3.4	97.2	23	>100
I [µg/l]	2.1	4.8	10.1	4.1	5	2
Li [µg/l]	1.1	1.5	15.2	397.9	14	>100
Mo [µg/l]	0.1	0.2	0.5	7.8	4	55
Ni [µg/l]	0.4	1.0	7.1	105.2	18	>100
Rb [µg/l]	0.1	0.1	10.9	68.1	>100	>100
Sb [µg/l]	0.0	0.0	0.8	5.5	>100	>100
Se [µg/l]	0.0	0.0	1.3	2.4	>100	>100
Ti [µg/l]	0.0	0.1	1.3	0.3	>100	>100
U [µg/l]	0.7	0.8	1.4	5.4	2	8
V [µg/l]	0.2	0.3	3.2	1.1	17	6
W [µg/l]	0.0	0.0	0.2	1.5	>100	>100
Zn [µg/l]	9.6	17.1	375	5192.3	39	>100
Zr [µg/l]	0.0	0.0	1	1.8	>100	>100



Tab.III.2.14- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à BON-3 et 14 et situation au 1:25'000 (extrait reproduit avec l'autorisation de l'Office fédéral de topographie du 6.1.1997) des deux points de prélèvement.

Ces deux événements permettent d'expliquer la présence des nombreuses traces dans les eaux de nos deux sites de décharges rurales. Les eaux de pluies remobilisent les polluant contenus dans le sol aux abords des sites et se mélangent aux eaux de percolations des décharges. La comparaison que nous avons effectuée plus loin (point c., fig.III.2.17) montre une bonne corrélation avec les éléments détectés dans le percolat de la décharge spéciale. Les concentrations à BON-3 et 14 sont par contre nettement moins importantes (un facteur 100 à 1000).

b.) SOT

Le site de SOT est situé sur le Plateau vaudois, sur les dépôts morainiques qui recouvrent la molasse. Il a un volume de 500'000m³ et a été remblayé essentiellement par des matériaux inertes.

Ces échantillons ont été prélevés par D. Goy-Eggenberger dans le cadre d'un travail Post-grade (1993). Ils ont été prélevés dans un ruisseau s'écoulant au nord du site, ainsi que dans deux drains agricoles au voisinage immédiat de la décharge. En outre, les eaux de percolations brutes ont été prélevées dans un puits de collecte implanté dans le site. Deux échantillons de ce percolats ont aussi été prélevés en amont et en aval d'un petit système de filtration qui avait été mis en place pour diminuer la charge organique du percolat (lit de graviers filtrants).

Un deuxième prélèvement de percolat a été effectué dans le cadre de la campagne de la CIPEL (SOT-3, 9.93). Cet échantillon a été filtré avant acidification.

	Q-50%	Q-90%	SOT-1	SOT-4	SOT-5	SOT-1	SOT-4	SOT-5	SOT-3	SOT-2	SOT-3
			aval	aval	aval	FcE	FcE	FcE	perc	8.93	9.93
			ruis.	e.sout.	e.sout.				traité	filtré	
Fe [mg/l]	0.0023	0.0061	0	0	0.05	0	0	15	0.08	0.11	0.23
Mn [mg/l]	0.0001	0.0004	0.01	0	0.19	9	0	171	0.07	0.14	0.22
Ag [µg/l]	0	0	0.3	0	0.3	>100	0	>100	0.1	1.6	0
B [µg/l]	19.0	27.4	135.6	12	1380	7	1	73	2550	2600	7402
Ba [µg/l]	31.4	40.4	82.5	106.4	210.1	3	3	7	166.2	151.6	n.a.
Bi [µg/l]	0.0	0.0	0.3	0.2	0.3	>100	>100	>100	1	1	0
Br [µg/l]	12.1	20.2	113.5	21.4	652.5	9	2	54	1026	1146	1819.1
Co [µg/l]	0.2	0.2	0.3	0.3	1.1	2	2	7	2.3	3.8	0.4
Cr [µg/l]	0.8	1.4	2.2	0.7	5.4	3	1	7	7.9	2.5	4.8
Cs [µg/l]	n.a.	n.a.	0.5	0.5	0.6	n.v.	n.v.	n.v.	2.2	2.1	0
Cu [µg/l]	1.6	3.1	5.2	6.8	3.5	3	4	2	9.6	12.7	4.1
I [µg/l]	2.1	4.8	171.4	14.2	501	83	7	>100	1160	1240	346.8
Li [µg/l]	1.1	1.5	5.7	4.7	51.5	5	4	47	79.8	50.6	79.1
Mo [µg/l]	0.1	0.2	0.3	0	1.7	2	0	12	1.4	13	0
Ni [µg/l]	0.4	1.0	2.1	1.1	6.3	5	3	16	13.8	25.4	4.2
Pb [µg/l]	0.0	1.0	1	0.9	1.5	>100	>100	>100	3.9	3.3	6.7
Rb [µg/l]	0.1	0.1	4.4	0.2	55.6	54	2	>100	98	89.6	100.4
Sc [µg/l]	0.1	0.1	1.7	1.7	1.9	33	33	37	6.4	6.2	0
U [µg/l]	0.7	0.8	1.9	1.5	4.2	3	2	6	0.1	1.9	4.1
V [µg/l]	0.2	0.3	1.6	0.8	5.9	8	4	31	8.6	3	9.6
W [µg/l]	0.0	0.0	0.2	0	1.5	>100	0	>100	3.1	0.2	0
Zr [µg/l]	0.0	0.0	0.4	0.1	1.1	>100	90	>100	1.8	1.6	1

Tab.III.2.15- Traces inorganiques présentes à des concentrations anormales à SOT.

Effets de la filtration sur l'échantillon de percolat

Les deux prélèvements de percolats ont été réalisés à un mois d'intervalle. Une comparaison qualitative peut donc être effectuée pour observer l'effet de la filtration. Nous pouvons

constater que plusieurs traces sont absentes de l'échantillon de la CIPEL: Ag, Bi, Cs, Mo, Sc, W. Les concentrations détectées dans l'autre échantillon SOT-3 ainsi que dans l'échantillon SOT-2 sont suffisamment élevées pour exclure un problème analytique. Il paraît aussi peu probable que ces éléments aient disparus du percolat en l'espace d'un mois. La filtration a donc clairement influencé ces éléments. Ces éléments sont vraisemblablement liés à des macromolécules ou à des particules colloïdales qui ont été retenues par le filtre.

Effets du dispositif d'épuration

Un "tumulus", formé d'un lit de gravier d'environ 20 m de long, avait été installé pour permettre d'abaisser la teneurs en composés organiques volatils. La comparaison des analyses entre l'entrée et la sortie nous amènent aux même observations que celles effectuées dans le cas de SOR: B, Br, Zn, Rb, Ni, Co, Mo, Bi, Sc sont peu influencés par cette filtration (fig.III.2.16).

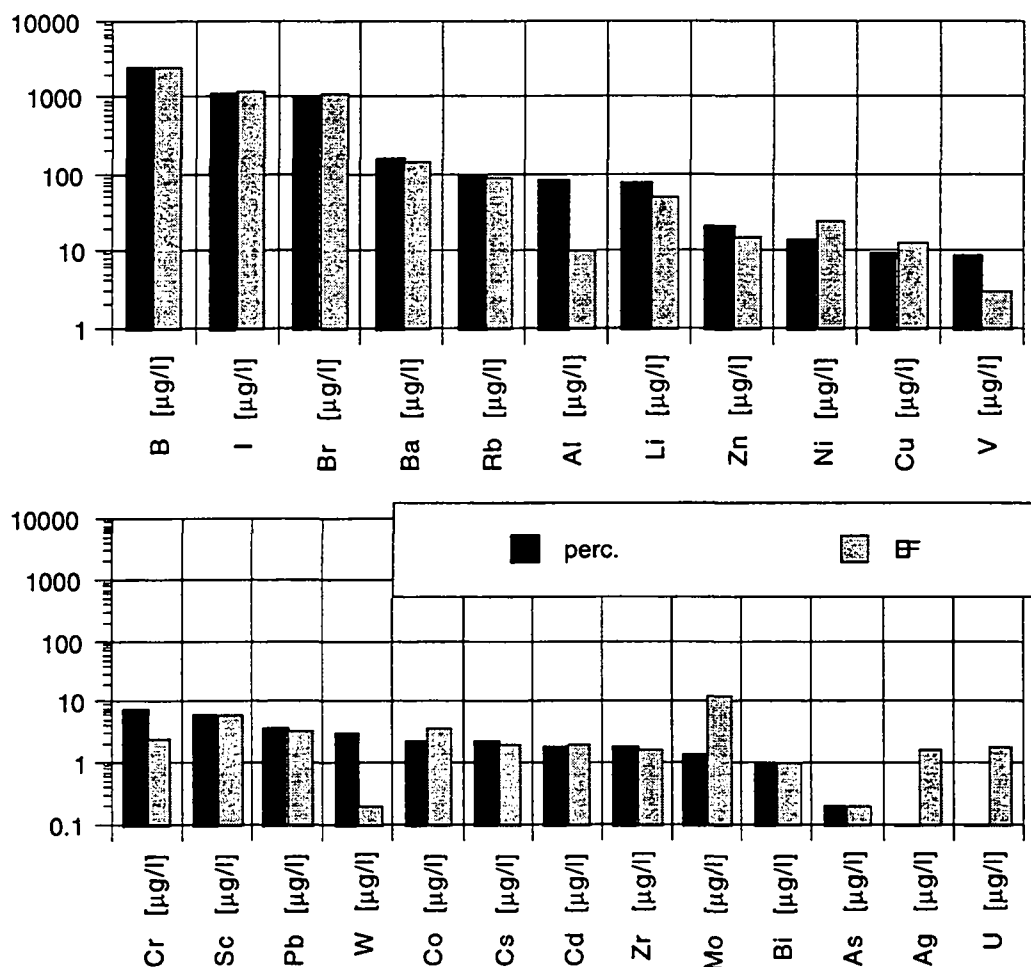


Fig.III.2.16- Comparaison des teneurs en traces inorganiques entre l'entrée (perc.) et la sortie (EF) d'un lit de graviers filtrants.

Nous devons tenir compte qu'il s'agit d'une observation ponctuelle et que des variations passagères de teneurs ont certainement lieu. Ces analyses confirment toutefois que les traces inorganiques peuvent franchir une zone non saturée située sous une décharge sans subir une "épuration".

Eléments détectés et points influencés

Les éléments détectés aussi bien dans le percolat que dans les eaux autour de la décharge indiquent la présence de déchets spéciaux. Plusieurs traces représentatives de ces déchets sont en effet présentes: Ag, Bi, Cs, Sc sont les plus typiques. On notera l'absence de Se généralement présent. La comparaison (point c. ci-dessous) avec les percolats de BON nous montre que le spectre de trace n'est pas tout à fait similaire. Ceci pourrait indiquer une origine plus restreinte pour le type de déchets industriels mis en décharge à SOT. La présence de Ag et W permettent de confirmer que des déchets photographiques ont été mêlés aux inertes.

Les points les plus influencés sont le drain SOT-5 et le ruisseau SOT-1. Un grand nombre de traces s'y trouvent à des teneurs anormales qui ne peuvent pas s'expliquer par une origine géogène. Il s'agit principalement de B, Br, Ba, Cr, Cs, I, Li, Ni, Rb, Sc, V et W. Il est remarquable de constater que nous retrouvons pratiquement tout le spectre des éléments présents dans le percolat.

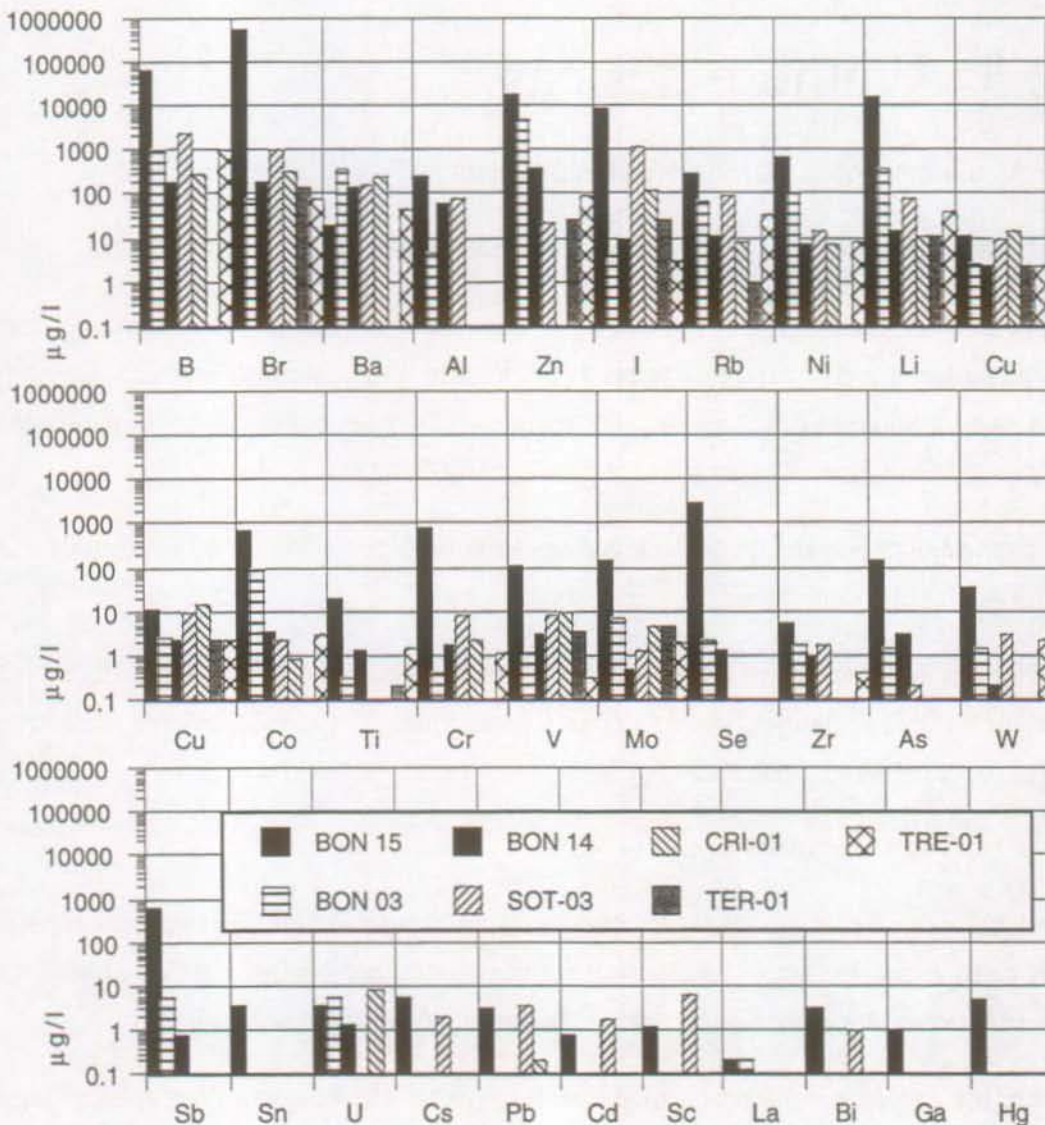


Fig.III.2.17- Comparaison entre les percolats de SOT, BON-3, BON-14, BON-15 (DS), TER, TRE et CRI.

c.) Comparaison entre quelques sites

La définition que nous avons donnée des sites ruraux dans la partie méthodologie permet d'y classer les sites de SOT, BON-3 et 14. La présence de déchets spéciaux est une possibilité qui peut se présenter dans ce genre de décharges, ces trois cas sont là pour l'illustrer.

Nous avons toutefois voulu comparer les analyses des échantillons prélevés sur ces sites de façon à s'assurer que nous n'introduisons pas un biais trop important dans notre typologie. Cette comparaison a été effectuée d'une part avec un percolat issu de déchets spéciaux (BON-15), et d'autre part, avec quelques décharges rurales typiques, comme CRI, TRE ou TER (fig.III.2.17).

Cette comparaison confirme la présence de traces typiques des déchets spéciaux dans les échantillons de SOT, BON-3 et BON-14. Nous pouvons aussi constater que les concentrations observées dans ces trois sites sont plus proches de celles des décharges rurales typiques que de celles de BON-15.

2.3. Synthèse des cas

a.) Les sites et leur environnement

Les décharges rurales sont en général assez anciennes, situées non loin des villages.

En plaine et basse montagne, elles remplissent les fonds de vallon, les dolines, les creux de terrains de petites dimensions ou d'anciennes exploitations de matériaux pierreux. En montagne les déchets sont souvent déversés dans les torrents ou sur les pentes où ils se mélangent aux éboulis. Leur volume ne dépasse souvent pas les 50'000 m³.

Il n'y a pas toujours possibilité de prélever des eaux de percolation ou de constater un impact sur un ruisseau voisin du site.

En général ces sites reçoivent essentiellement des gravats, des déchets domestiques (O.M et déchets encombrés mélangés) et des déchets organiques. Parfois des déchets artisanaux ou industriels sont mélangés aux autres dépôts.

b.) Les mesures et analyses

- Les valeurs des mesures in situ et les concentrations en macro-composants des échantillons prélevés au pied des décharges rurales sont souvent similaires à celles que l'on mesure dans les eaux de surfaces ou les eaux souterraines de la région où se trouvent les sites.

Dans certains cas, la conductivité ainsi que les teneurs élevées en sulfates, bicarbonates et éventuellement en strontium, fer et manganèse peuvent révéler l'influence de la décharge.

• Les traces inorganiques: pour de nombreux sites, les eaux de percolations ont une charge en traces très proche de celles des eaux souterraines et ceci aussi bien du point de vue des concentrations que de la nature des éléments détectés.

Les décharges rurales "classiques" ne présentent donc pas un spectre d'anomalies typiques qui permettrait de les caractériser.

Par contre, lorsqu'une classe de déchets se trouvent en quantité importante, un marquage à lieu, quelques traces présentent alors des anomalies.

Ainsi, la présence en concentrations anormales de I, Li, Rb ainsi que de Ni, Ba, B, V, Hg et Mo semble indiquer une forte proportion d'ordures ménagères.

La présence de Sb, Cs, Se, As, Ag, Bi permet de mettre en évidence des dépôts contenant des déchets spéciaux.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie trace	cat
BIS-1	ruisseau amont	nulle	-		o
BIS-2	ruisseau aval	nulle	-	I	o
BIS-3	eaux de surface en pied de décharge	très faible	-	I, Se	+
BIS-4	eaux de surface en pied de décharge	très faible	-	I, Rb, Se	+
BON-3	eaux de surface en pied de décharge	assez forte	Sr	As, B, Br, Co, Ba, Li, Mo, Ni, Rb, Sb, Se, U, V, Zn, Zr	*
BON-14	eaux de surface en pied de décharge	assez forte	Fe, Mn	As, B, Br, Co, I, Li, Ni, Rb, Sb, Se, Ti, V, Zn, Zr	*
SOT-1	ruisseau aval	assez forte	Mn	Ag, Bi, B, Br, I, Ni, Pb, Rb, Sc,	+
SOT-2	percolat traité		-	Ag, B, Ba, Bi, Br, Co, Cr, Cs, Cu, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sc, V, U, Zr	(*)
SOT-3	percolat (prél. du 8.93)		-	B, Ba, Bi, Br, Co, Cr, Cs, Cu, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sc, V, W, Zr	•
SOT-4	eaux souterraines aval	très faible	-	I, Pb, Sc	+
SOT-5	eaux souterraines aval	forte	Fe, Mn	Ag, B, Bi, Br, Co, Cr, Cs, I, Li, Mo, Ni, Pb, Rb, Sc, U, V, W, Zr	+

Tab.III.2.18 - Bilan des observations sur les eaux autour des décharges rurales (F_{CL} F_{CE} ≥ 2 et conc. >> Id). Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 µg/l

III SITES ÉCHANTILLONNÉS

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie trace	cat
LIV-1	eaux de surface en pied de décharge	nulle	-	-	o
BIE-1	eaux de surface en pied de décharge	nulle	-	-	o
FUL-1	ruisseau amont	nulle	-	Fe, Al, Rb, Ti	o
FUL-2	ruisseau aval	nulle	-	(Zn)	o
FUL-3	eaux souterraines amont	nulle	Fe, Mn	Al, Ni, Rb, Ti, (Zn)	o
FUL-4	eaux souterraines aval	assez forte	Fe, Mn	Al, As, Ba, Co, Cr, Ni, Ti, V	+
FUL-5	eaux souterraines aval	nulle	-	-	o
TIE-1	eaux de surface en pied de décharge	très faible	-	Hg, Rb	o
FRO-1	ruisseau aval	nulle	Sr, Fe, Mn	-	o
BOT-1	eaux de surface en pied de décharge, assimilées aux percolats	forte	Sr, Fe, Mn	Br, Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb, V	•
CRI-1	eaux de surface en pied de décharge, assimilées aux percolats	forte	Sr,	B, Ba, Br, Co, Cu, Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb, U, V	•
TRE-1	eaux de surface en pied de décharge	assez forte	Mn	B, Br, Bi, Co, Li, Mo, Ni, Ti, Rb, W, Zn, Zr	•
BRE-1	ruisseau amont	nulle	Sr, Fe, Mn	Al, (Hg)	o
BRE-2	ruisseau aval	faible	-	Br, Hg, Ni	+
BRE-3	ruisseau aval	nulle	-	Cr, Rb	o
ROM-1	ruisseau amont	nulle, pollutions par des eaux de ruissellements	-	(B), (Ba), (Br), (Co), (Cu), (Hg), (Li), (Mo), (Ni), (Rb), (U), (V)	o
ROM-2	ruisseau aval	nulle	-	-	o
ROM-3	eaux de surface en aval	assez forte	Sr	B, Ba, Br, Co, Cu, Hg, Li, Mo, Ni, Rb, U, V	+
TAN-1	ruisseau amont	nulle	-	-	o
TAN-2	ruisseau aval	nulle	-	-	o
RID-1	rivière amont	nulle	-	-	o
RID-2	rivière aval	nulle	-	-	o
RID-3	ruisseau amont	nulle	-	-	o
RID-4	ruisseau aval	nulle	-	-	o
TER-1	eaux de surface en pied de décharge, assimilées aux percolats	faible	Fe, Mn	Br, I, Li, Mo, Rb, V	•
OBE-1	eaux de surface en pied de décharge, assimilées aux percolats	faible	Fe, Mn	Br, I, Li, Rb, V, Zn	•
DRA-1	ruisseau amont	nulle	-	Mo, Se	o
DRA-2	ruisseau aval	nulle, origine géogène possible	-	Li, Rb	o
DRA-3	ruisseau aval	nulle, origine géogène possible	-	U, Zn	o

Tab.III.2.18 suite- Bilan des observations sur les eaux autour des décharges rurales (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux. Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 µg/l

c.) Les points influencés

Les points les plus influencés sont en général les mares ou ruisseaux qui reçoivent les eaux de percolations aux pieds des décharges. Mais il y a de nombreuses exceptions, ainsi à BIE, les eaux de percolations diffusent directement dans le sous sol morainique graveleux. La mare en pied de décharge ne recueille alors que des eaux dont la contamination se confond avec le seuil naturel.

Les prélèvements des eaux des ruisseaux passant à côté des décharges ne permettent pas non plus toujours d'identifier clairement l'arrivée de polluants, le signal de contamination se mêlant au "bruit de fond" régional.

Dans les eaux souterraines nous observons le même phénomène de dilution-diffusion. Même si des piézomètres sont disposés au voisinage immédiat du site, les anomalies ne sont pas très marquées (cas de FUL).

La présence de quantités importantes d'OM ou de déchets spéciaux peut par contre être détectée aussi bien dans les eaux de surfaces que dans les eaux souterraines.

3. Décharges industrielles

3.1. Site sur Argiles tertiaires (BON)

3.1.1 Situation et environnement du site

a.) Géologie et hydrogéologie

Situé au nord du Jura plissé, cette décharge industrielle se trouve dans un environnement géologique particulier lié à des dépôts fluviaux de la fin du Tertiaire. Ces dépôts remplissent un synclinal des calcaires du Malm et Crétacé de la chaîne jurassienne.

Les dépôts tertiaires sont constitués à la base de la formation sablo-graveleuse de l'Hipparion et des cailloutis des Vosges. Ces dépôts consolidés datent du Pliocène. Ils sont composés de sables et graviers à dominance quartzitiques disposés en cordons et en lentilles. La série de l'Hipparion est plus fines (graviers < 3 cm) que la série du cailloutis des Vosges où les éléments peuvent atteindre une taille décimétriques. Ces éléments proviennent de l'érosion de la chaîne Sud-Vosgienne à dominance quartzo-feldspathique, ainsi que de la chaîne jurassienne à dominance calcaire. L'épaisseur des dépôts peut atteindre plus de 70 m, notamment dans la région du site de BON (voir la coupe tirée de Leueunberger et Grunder, 1994, Fig.III.3.1).

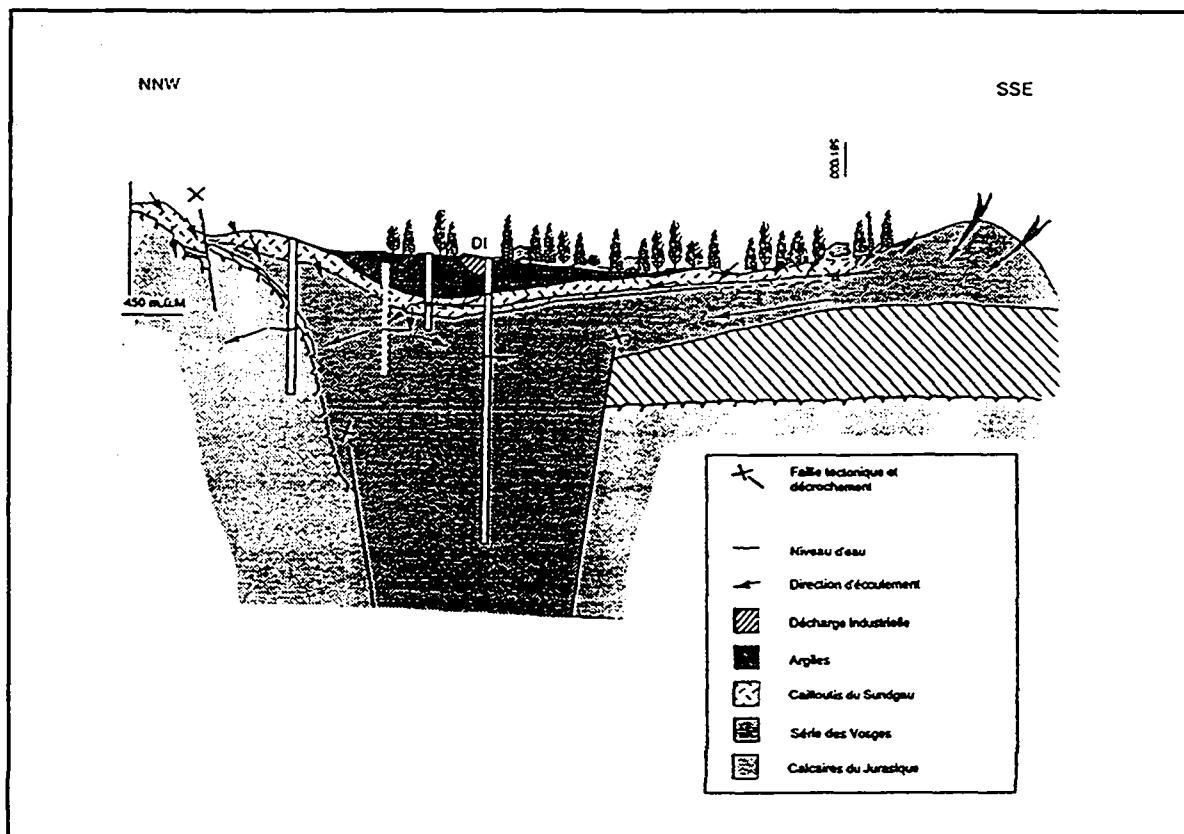


Fig.III.3.1- Profil géologique à travers la région du site modifié d'après de Leueunberger et Grunder 1994.

Dans cette même région, ces deux formations pliocènes sont surmontées directement par les cailloutis Alpin dit de Sundgau. Ces dépôts proviennent essentiellement des massifs Est-Alpin. Généralement bien arrondis, les éléments granitiques peuvent atteindre 50 cm de diamètre. Une petite partie de ces éléments proviennent des Montagnes de la Forêt Noir, du Jura et des Vosges. Ces dépôts alluviaux ont été apportés par l'ancien cours de l'Ur-Aar qui coulait de Bâle vers la Bresse à l'époque Rauracienne. Ces formations grossières sont recouvertes d'épais dépôts argileux (Illite principalement) à passées sableuses désignés sous le nom de "Weisse Serie" (Liniger, 1970). Ces sédiments fins proviennent de l'érosion des roches friables du Trias du Massif des Vosges. Cet argile a été exploitée par une industrie de céramiques.

Il faut encore mentionner la présence de dépôts quaternaires récents qui recouvrent toute la région. Il s'agit en général de limons de Plateau ou de colluvions fins de faible épaisseur (1-2 m).

Du point de vue hydrogéologique, le site se trouve sur une crête qui délimite les bassins hydrogéologiques du Rhin et de Rhône. Les argiles en raison de leur très faibles perméabilités ne constituent pas à proprement parlé un aquifère. Mais les lentilles sableuses qu'ils contiennent permettent le transfert d'eau en leur sein.

Un aquifère local est contenu dans les cailloutis du Sundgau. Il alimente les petites sources qui surgissent au nord-ouest et au sud-est de la colline dominée par le site de BON. La série des Vosges puis les calcaires du Malm constituent des aquifères régionaux. Le schéma de Leuenberger et Grunder montrent bien la relation imbriquée de ces aquifères et le rôle respectif des barrières naturelles vis-à-vis de la migration des polluants (fig.III.3.2).

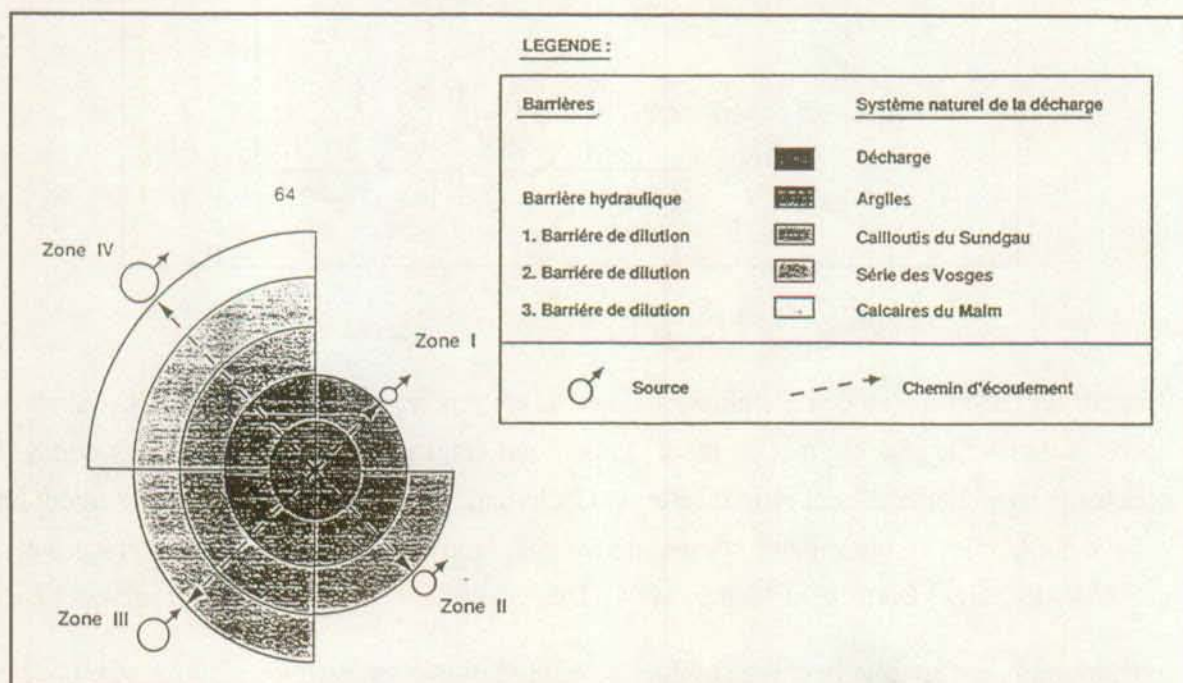


Fig.III.3.2- Représentation schématique des barrières du système naturel de la décharge (tiré de Leuenberger et Grunder 1994).

b.) Bref historique du site

Le site de BON a reçu dès 1961 des déchets industriels. 100'000 m³ de déchets chimiques ainsi que des déchets de l'industrie pharmaceutique et des résidus de diverses provenances (piles usagées par exemple) ont été mis en dépôts dans une ancienne glaisière. En 1975 le site a été fermé par la pose d'une couverture argileuse de 1.5 à 2.5 mètres d'épaisseur.

A partir de 1981 une pollution de l'environnement immédiat du site a été mise en évidence (Leuenberger et Grunder, 1994). Cette migration de polluants était liée à l'accumulation d'eau météorique dans le corps de la décharge. Un système de pompage des percolats a été mis en place afin d'éviter une déstabilisation du dépôt et pour réduire les émissions de polluants.

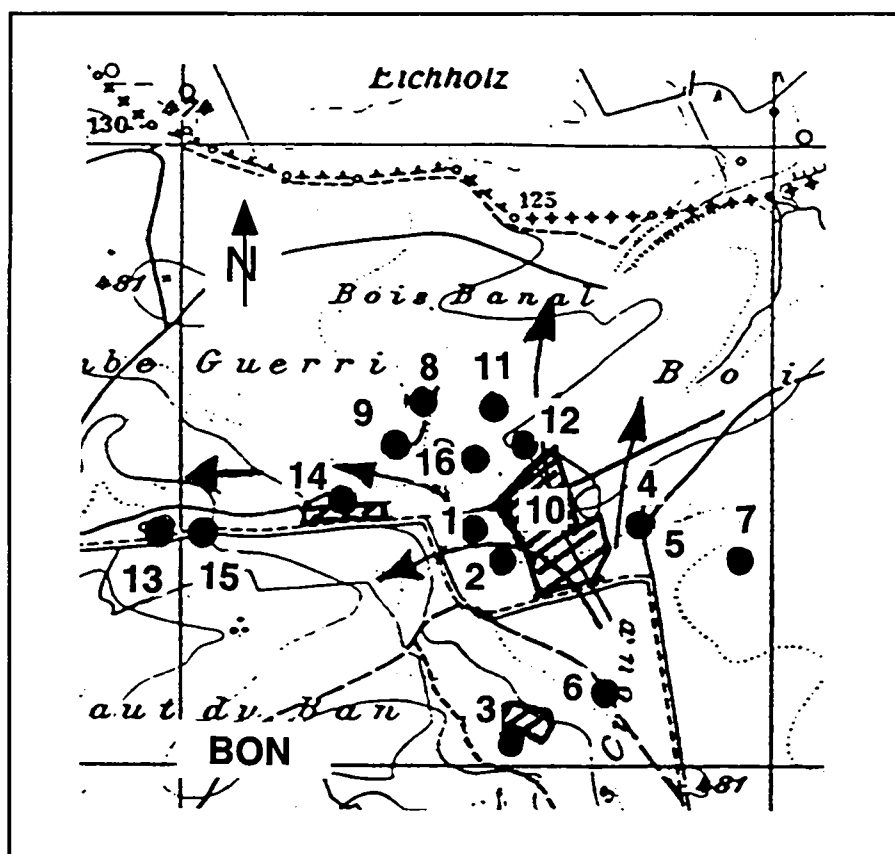


Fig.III.3.3- Situation des prélèvements à BON et directions principales des écoulements

A partir de 1985 un plan de réhabilitation du site a été mis en oeuvre. Un réseau de drainage du corps de la décharge a été mis en place, le percolat étant traité depuis 1988 dans une STEP construite spécialement à cet effet (Matter et Gschwind, 1989). En 1994, l'assainissement a été achevé par la mise en place d'une couverture étanche avec drainage des eaux météoriques et des gaz de la décharge (Bratschi et Matter, 1994). Une surveillance active du site a toujours lieu.

Mentionnons encore que la charge annuelle de lixiviation a été estimée à 30 tonnes, pour une masse en dépôts d'environ 115'000 tonnes (Leuenberger et Grunder, 1994). En extrapolant, il faudrait plus de 3'000 ans pour lessiver tous le dépôt.

3.1.2 Analyses des eaux

Nous avons pu prélever nos échantillons lors d'une tournée régulière de surveillance effectuée par l'ancien exploitant du site (fig.III.3.3). Les prélèvements ont été effectués par pompage (pompe fixes préinstallées) dans les piézomètres situés dans les cailloutis du Sundgau (BON-1, 2, 4, 6, 7) et à l'aide d'un préleveur à BON-16 ainsi que dans les graviers de la série des Vosges (BON-5) et dans les argiles (BON-8, 9, 11, 12). Divers autres échantillons ont été prélevés: le percolat (BON-15), des eaux claires dans la STEP (BON-10 et 15) ainsi que les deux échantillons d'eaux de percolations de décharges rurales (BON-3 et BON-14) que nous avons déjà évoqués au chapitre III.2.

a.) Références locales

Nous avons distingué les échantillons prélevés dans les formations graveleuses de ceux prélevés dans les argiles. Les références locales pour chacune de ces formations ont été choisies en fonction des écoulements dans les environs du site et sur la base des observations temporelles de l'exploitant. Il s'agit de BON-4 pour les graviers et de BON-8 pour les argiles.

La comparaison de ces références locales avec notre référence externe AQUITYP-Quaternaire fait ressortir les concentrations assez importantes de quelques éléments comme Ti, Co, Ni, Se, Al ou Rb (tab.III.3.4.). Nous constatons qu'il s'agit de traces que nous avons déjà observées en teneurs anormales dans les références locales de sites en alluvions riche en roches siliceuses (HAR ou sites de Turin principalement). Ces éléments ont certainement une origine purement géogène compte tenu de la présence de roches vosgiennes cristallines. Les analyses en cours sur la source AQUITYP du cristallin (Brocart) ainsi que sur les eaux du tunnel du Mont-Blanc (Maréchal, thèse GEOLEP en cours) confirment la présence de Ti, Co, Ni et Rb à des concentrations identiques à celles que l'on observe dans les eaux de BON.

	REF QUATERNAIRE		argiles		alluvions	
	Q-50%	Q-90%	BON 08	FcE	BON 4	FcE
<u>Mn</u> [mg/l]	0.000	0.000	1.09	>100	0.05	>100
<u>Fe</u> [mg/l]	0.002	0.006	21.08	>100	1.45	>100
<u>Se</u> [µg/l]	0.0	0.0	1.3	>100	1.2	>100
(Zn) [µg/l]	9.6	17.1	93.6	10	1146	>100
<u>Co</u> [µg/l]	0.2	0.2	1.5	10	0.4	2
<u>Ni</u> [µg/l]	0.4	1.0	12.5	32	1.7	2
(Al) [µg/l]	5.1	55.8	182.7	36	119	23
<u>Ti</u> [µg/l]	0.0	0.1	1.6	40	1.7	42
<u>Rb</u> [µg/l]	0.1	0.1	1.5	19	0.8	10
<u>Li</u> [µg/l]	1.1	1.5	5.2	5	5.6	4
(Cu) [µg/l]	1.6	3.1	36.6	23	49.5	16
<u>V</u> [µg/l]	0.2	0.3	0.3	1	1	5

Tab.III.3.4- Comparaison des références locales de BON et de notre référence externe. FcE: facteur de contamination externe. Entre parenthèses: contamination locale, souligné: influence géogène.

Les anomalies en Fe et Mn s'expliquent parfaitement en raison du confinement des aquifères et celles en Al, Cu et Zn proviennent vraisemblablement des piézomètres et des installations de pompages fixes zinguées (Parriaux et Bensimon, 1990).

b.) Le percolat

Le percolat de BON se distingue de ceux que nous avons présentés précédemment par des concentrations très élevées en tous les composants inorganiques et surtout par une gamme très complète d'éléments que nous ne rencontrons qu'épisodiquement dans d'autres percolats: As, Se, W, La, Cs, Sc, Zr, Hg et Ag (fig.III.3.5).

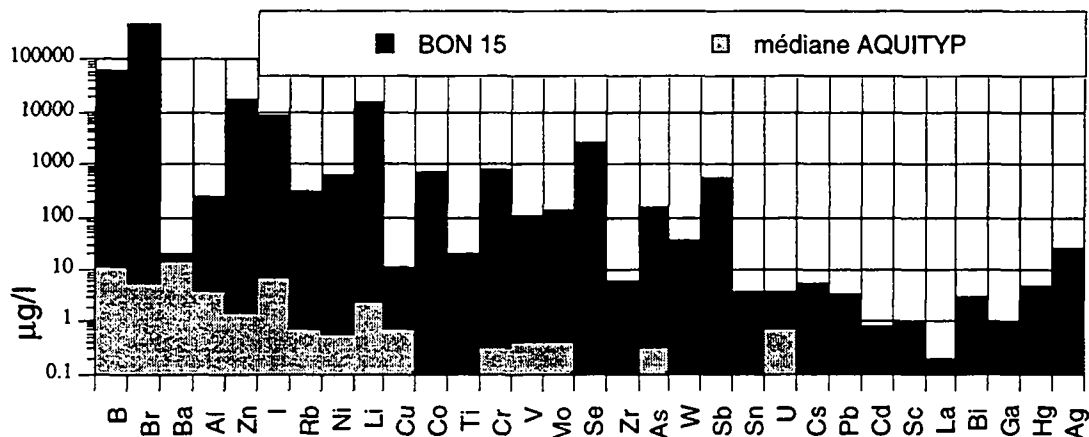


Fig.III.3.5- Composition en traces inorganiques du percolat de BON (déchets spéciaux).

c.) Eaux souterraines des graviers

Notre unique échantillon prélevé dans l'aquifère de la série des Vosges (BON-5) présente les mêmes caractéristiques en traces inorganiques que BON-4 prélevé dans les cailloutis du Sundgau. Les quelques variations observées comme une teneur en Br voisine de 30 µg/l, peuvent être expliquées par les conditions géologiques locales. Ce point n'est donc manifestement pas influencé.

En ce qui concerne les autres prélèvements, les FcL mettent en évidence deux échantillons avec des teneurs anormales en Br: BON-1 et BON-2. Ces deux points ont déjà été signalés par Leuenberger et Grunder (1994, p.64) comme ayant été influencés. Nous observons que les autres points ne présentent pas d'anomalie en Br qui est un élément mobile.

BON-16 présente une concentration anormale en Ni qui a été attribuée au préleveur. Compte tenu de l'aspect isolé de cette anomalie, ce point n'est pas considéré comme influencé par la décharge.

Ba, As, Sb, et W présentent aussi des anomalies par rapport à la référence locale, mais les concentrations restent à des teneurs qui peuvent avoir une origine géogène.

D'autres traces sont par contre présentes à des concentrations nettement supérieures à ce que nous avons observé dans les eaux naturelles: Ni, Co, Al, La, Cr, Rb, V, Se et Ti (tab.III.3.6).

La présence de ces traces à BON-2 et leur absence à BON-1 conforte d'ailleurs leur origine anthropique. Si la présence de ces traces s'explique aisément à BON-2 qui se trouvent en aval des écoulements, il est plus difficile d'en expliquer la présence à BON-6 et BON-7

	BON 4	BON 1	BON 2	BON 6	BON 7	BON 16	BON 1	BON 2	BON 6	BON 7	BON 16
	REF						FcL	FcL	FcL	FcL	FcL
Ni [$\mu\text{g/l}$]	1.7	1.5	8.4	41.1	7.2	93.7	1	5	24	4	55
Co [$\mu\text{g/l}$]	0.4	0.1	4.3	8.3	4.9	1	0	11	21	12	2
Al [$\mu\text{g/l}$]	118.6	20.5	1152	1661	1596	96.3	0	10	14	13	1
La [$\mu\text{g/l}$]	0.7	0.1	6.7	8.6	4.4	0.4	0	10	12	6	1
Br [$\mu\text{g/l}$]	14.7	175.7	137.9	21.3	16.2	8.3	12	9	1	1	1
Cr [$\mu\text{g/l}$]	1	0.4	4.9	4.6	5.7	2.5	0	5	5	6	2
Rb [$\mu\text{g/l}$]	0.8	0.5	6.2	4.6	2.6	0.7	1	8	6	3	1
V [$\mu\text{g/l}$]	1	0.3	5	5.3	6.4	0.9	0	5	5	6	1
Se [$\mu\text{g/l}$]	1.2	2	1	2	7	1.4	2	1	2	6	1
Ti [$\mu\text{g/l}$]	1.7	0.2	7.1	2.5	3.2	2	0	4	1	2	1

Tab.III.3.6- Mise en évidence des anomalies (Fc L) dans les eaux des graviers par rapport à la référence locale (BON-4).

Renseignement pris auprès des exploitants de la décharge, il s'avère que dans les années 1960-65, le percolat était pompé du fond pour être évacué sur les flancs de la colline. Cette pratique ajoutée aux exfiltrations dans les terrains voisins de la décharge, permettent d'expliquer la présence de ces anomalies, observées aussi dans les deux échantillons d'eaux de percolations des décharges rurales voisines (voir chap. III.2). Il s'agit donc de contaminations anciennes, ce qui explique l'absence de Br, les basses mesures en tritium et l'absence d'anomalies en majeurs.

Nous noterons que le même genre d'anomalies a été mise en évidence au voisinage du site de CHA, là où des contaminations épisodiques ont lieu en relation avec la vidange du barrage de Verbois (chap.III.1.1).

d.) Les eaux souterraines dans les argiles

Les prélèvements effectués dans les piézomètres situés dans les argiles montrent que le percolat c'est écoulé par l'entremise des lentilles sableuses. Ces écoulements doivent être très lents à en juger par les concentrations encore importantes de macro-composants et de traces inorganiques que l'on rencontre dans ces eaux.

Les points BON-11 et 12 sont très touchés et en raison de leur position au voisinage de la décharge, ainsi que de leurs caractéristiques, ils ont été apparentés aux percolats. Les principales anomalies, visibles dans le tableau III.3.7, sont très proche de la signature du percolat.

BON-9 est peu influencé. Nous pouvons notamment observer la très basse quantité de tritium, ce qui tend à indiquer que la pollution n'est plus active dans ce secteur.

Les faibles concentrations observées à BON-9 illustrent les phénomènes d'adsorption qui ont lieu dans les argiles (voir par exemple Bagchi, 1987). Finalement seuls Br, Co, Cr, Cs présentent des anomalies qui peuvent être reliées sans contestations à la décharge.

Notons aussi qu'en l'absence de lentilles sableuses et d'hétérogénéités au sein des argiles, le percolat n'aurait probablement pas dépassé les environs immédiats du site. Peters (1993) a en effet montré que l'influence du percolat sur le fond argileux de BON, mais aussi de KOL que nous traiterons plus loin ne dépasse pas quelques cm, ceci après 25 ans.

	BON 08	BON 12	BON 11	BON 09	BON 12	BON 11	BON 09
					FcL	FcL	FcL
CE [μ S/cm]	247	28100	10120	284	>100	41	1
Tritium [UT]	n.a.	24776	3771	60	n.v.	n.v.	n.v.
As [μ g/l]	0.4	32.1	28.3	0.5	80	71	1
B [μ g/l]	14.5	690	312	6.7	48	22	0
Ba [μ g/l]	21.1	363.7	11192	16.3	17	>100	1
Br [μ g/l]	19.4	44353	312	130.9	>100	16	7
Co [μ g/l]	1.5	142.7	81.2	7.8	95	54	5
Cr [μ g/l]	1.2	336.6	57.6	3.9	>100	48	3
Cs [μ g/l]	0.1	1	5.3	0.5	10	53	5
I [μ g/l]	0.6	1310	303	1.5	>100	>100	2
La [μ g/l]	0.4	13.5	11.8	0.6	34	29	1
Li [μ g/l]	5.2	17.5	3	6.7	3	1	1
Mo [μ g/l]	0.4	12.5	1	0	31	2	0
Ni [μ g/l]	12.5	1012.9	144.3	8.5	81	12	1
Rb [μ g/l]	1.5	22.1	11.3	1.2	15	8	1
Sb [μ g/l]	0.1	2.2	2.2	0	22	22	0
Sc [μ g/l]	0	1.2	1.5	0	>100	>100	0
Se [μ g/l]	1.3	4197.5	1875	2.7	>100	>100	2
Sn [μ g/l]	0	1.2	0.5	0.5	>100	>100	>100
Ti [μ g/l]	1.6	30	24.4	0.6	19	15	0
U [μ g/l]	0	8.3	2.5	0.9	>100	>100	>100
V [μ g/l]	0.3	733.3	17.4	0.7	>100	58	2
W [μ g/l]	0	2.1	0.3	0	>100	>100	0
Zn [μ g/l]	93.6	15742	3501.4	358.9	>100	37	4
Zr [μ g/l]	0.1	6.2	2.7	0.1	62	27	1

Tab.III.3.7- Mise en évidence des anomalies dans les eaux des argiles par rapport à la référence locale (BON-8).

e.) Effet de la station d'épuration

Le site est équipé d'une station d'épuration conçue spécifiquement pour l'épuration des percolats. Le système décrit en détail par Matter et Gschwind (1989) comprend une épuration aérobie (filtre granulométrique), une épuration anaérobie (station de boues activées avec système d'aération) et une épuration complémentaire aérobie sur charbon actif et sable, enfin, deux étangs permettent la dénitrification. Les échantillons BON-10 et 13 ont été prélevés respectivement avant l'épuration aérobie et dans l'étang d'embellissement en fin du processus.

La comparaison des concentrations dans ces deux échantillons et dans le percolat montre que l'épuration complémentaire fait baisser drastiquement les teneurs de pratiquement tous les éléments inorganiques.

La fig.III.3.8. montre cet effet sur les traces. Seuls Al, Ba et Zn sont peu affectés par l'épuration. En ce qui concerne les eaux claires (ec.) obtenues après la filtration et l'épuration aérobie nous constatons une bonne correspondance avec les analyses effectuées à la STEP (cas de SOR) et à la sortie du tumulus de SOT.

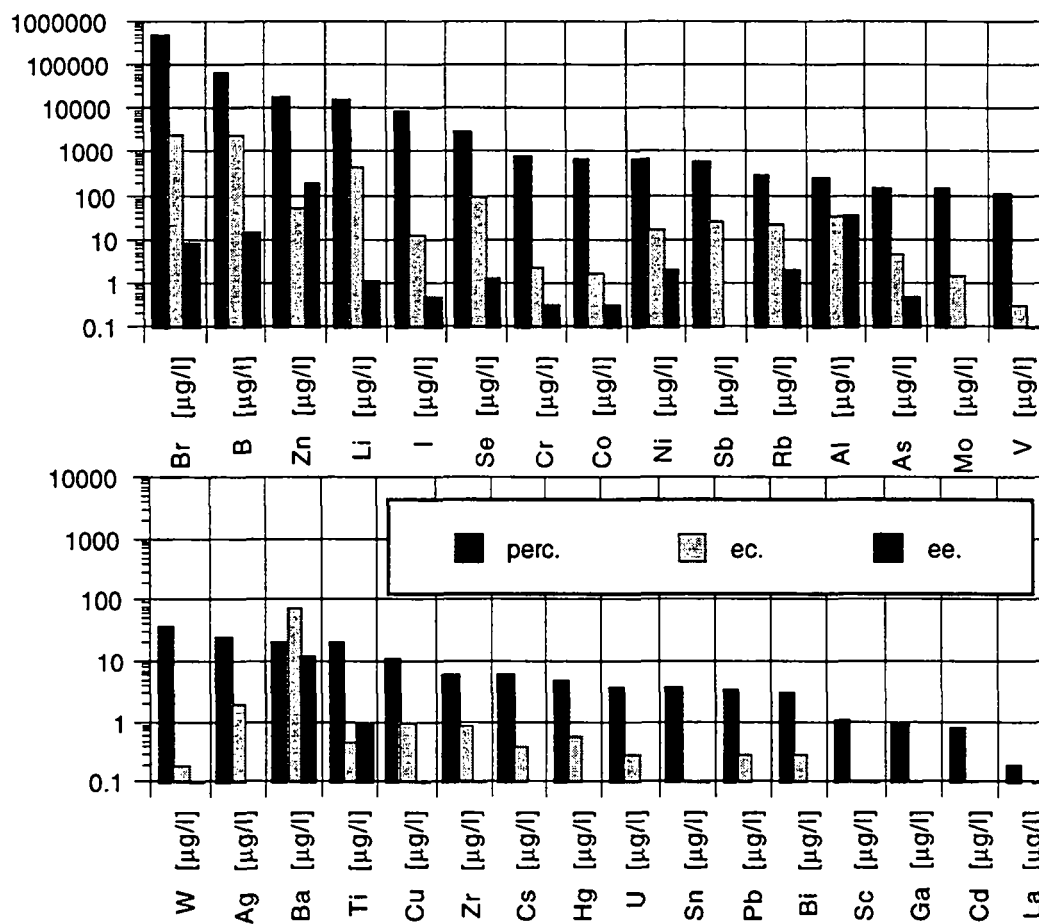


Fig.III.3.8- Effet de l'épuration sur le percolat de BON. ec: eaux claires après épuration anaérobie et aérobie, ee: eaux épurées après passage dans un lit de charbon actif et de sables.

3.2. Site sur Molasse (KOL)

Quatre échantillons en relation avec la Molasse ont été prélevés autour de ce site. Le principal intérêt de cet échantillonnage réside toutefois dans l'analyse du percolat qui nous permet de compléter nos données pour caractériser les déchets spéciaux. Une série de prélèvements ont aussi été effectués dans l'aquifère graveleux situé au-dessous de la décharge, mais dans une zone non encore influencée par le site.

3.2.1 Situation et environnement du site

Géologie et hydrogéologie

La décharge de KOL se situe sur le flanc d'une colline molassique. Cette molasse aquitanaise se compose d'une alternance de marnes et de grès cimentés. Le site occupe une ancienne marnière.

Au pied de la colline se trouvent des dépôts alluviaux graveleux. Un aquifère est localisé dans ces dépôts meubles (fig.III.3.9).

Bref historique

Le site a été actif de 1978 à 1985. Il a reçu des déchets spéciaux constitués de résidus de l'industrie pharmaco-chimique, des résidus du recyclage de l'aluminium et des scories d'incinérateur, mais aussi de grandes quantités de terres et de matériel souillé par des pollutions. Cette dernière catégorie de déchets représente plus de la moitié du volume mis en décharge (Tardent, 1996).

Suite à l'apparition de pollutions dans l'aquifère situé dans les alluvions, une série de mesures d'assainissement ont été entreprises (la couverture du site, captage des gaz et récolte des percolats). Des puits de pompages ont aussi été installés dans l'aquifère graveleux afin de limiter l'extension de la pollution.

3.2.2 Observations

a.) Eaux des graviers

Aucun des échantillons prélevés dans l'aquifère graveleux (situation sur la fig.III.3.9, n° 1 à 6) ne présente pas d'anomalies qui pourraient être caractéristique de la décharge. Quelques éléments montrent des écarts significatifs par rapport à notre référence AQUITYP-Quaternaire, mais compte tenu de l'influence des eaux de la Molasse, ces écarts trouvent une explication géogène. Nous ne détaillerons donc pas les résultats de ces analyses. Nous pouvons toutefois mettre en évidence que les traces inorganiques montrent que le point KOL-4 est manifestement

le plus influencé par les exfiltrations de la Molasse dans l'aquifère graveleux. C'est donc certainement dans ce secteur que la contamination risque d'apparaître.

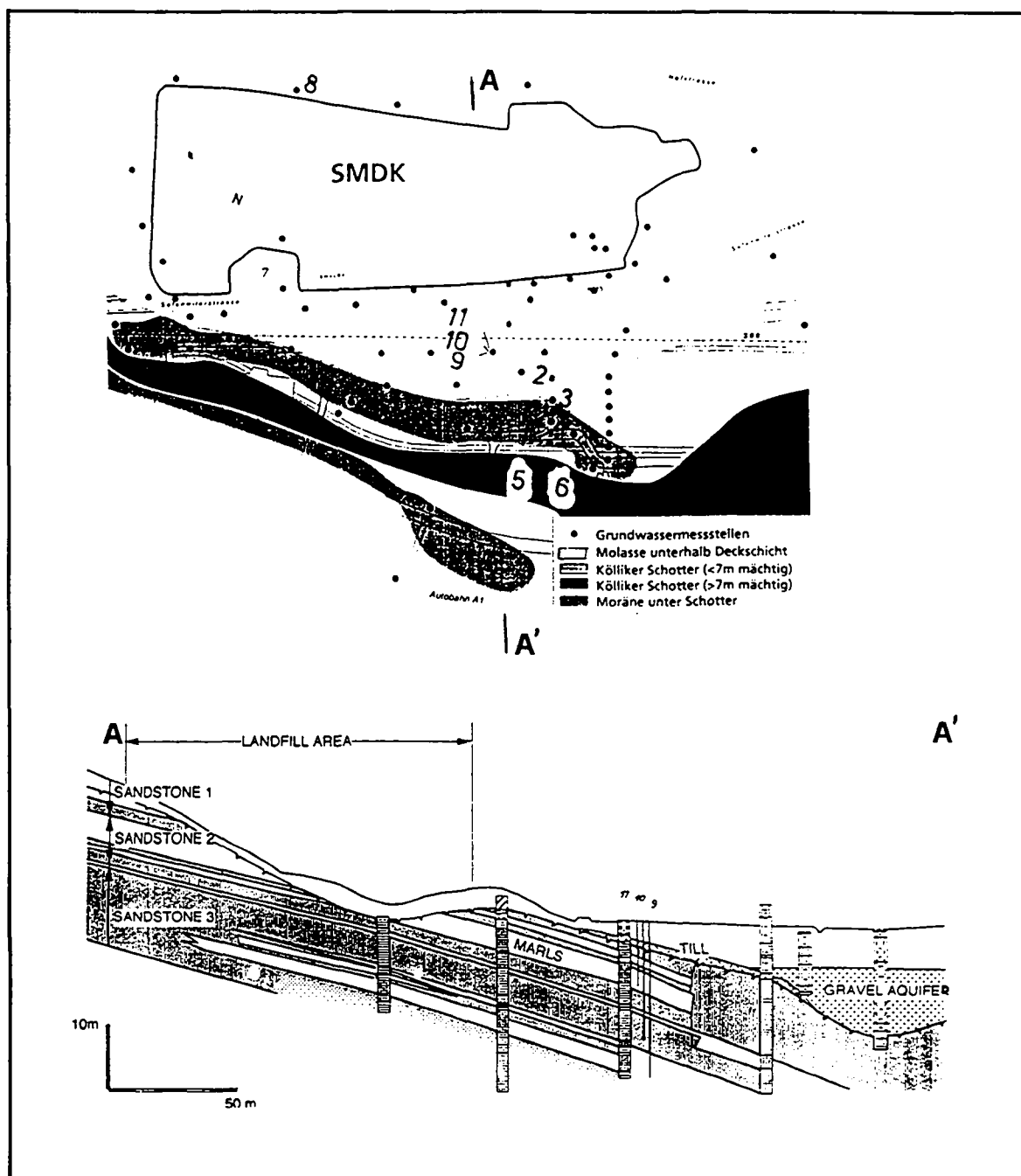


Fig.III.3.9- Situation des à KOL. (coupe et plan tiré de Martinson, 1990 et 1996).

b.) Eaux de la Molasse

Référence locale

Un échantillon (KOL-8) a été prélevé en amont du site de la décharge. Il s'agit d'eau de la molasse aquitanaïenne. Une comparaison avec la référence AQUITYP-Molasse fait ressortir un grand nombre d'anomalies (tab.III.3.10).

Une partie sont des contaminations locales (Fe, Mn, Zn, Al), alors que des éléments comme U, As, peuvent avoir une origine géogène à ces teneurs.

Nous remarquerons toutefois que les autres anomalies peuvent difficilement s'expliquer sans invoquer une contamination anthropique de l'aquifère, car par exemple des teneurs en Co si élevées n'ont jamais été observées ni sur le réseau AQUITYP, ni dans les lixiviats de roches de la Molasse, où le maximum observé a été de 7.5 µg/l (Hesske, 1995). La même remarque vaut pour Sc qui n'est en général pas détecté dans les eaux naturelles. Compte tenu de la proximité de la décharge, il n'est pas non plus exclu qu'il y ait eu contamination par cette voie, mais il nous manque des informations géologiques précises pour étayer cette affirmation. Dans le doute, ce point est considéré comme représentatif des conditions locales.

	M-50%	M-90%	KOL-08	FcE		M-50%	M-90%	KOL-08	FcE
Na [mg/l]	2.5	5.8	41	16	Rb [µg/l]	0.6	1.3	6.4	11
Sr [mg/l]	0.2	0.5	1.967	9	Sc [µg/l]	0.1	0.3	1.5	15
Fe [mg/l]	0.0	0.0	1.46	>100	Ti [µg/l]	0.2	0.5	2.1	10
Mn [mg/l]	0.0	0.0	0.99	>100	U [µg/l]	0.5	2.4	3.2	6
B [µg/l]	3.3	8.0	65.8	20	Zn [µg/l]	1.0	5.7	438.7	>100
Cu [µg/l]	0.2	3.0	12.9	53	Al [µg/l]	6.8	31.4	857	>100
Ba [µg/l]	27.4	74.6	178	7	Co [µg/l]	0.1	0.4	12.5	96
Li [µg/l]	2.2	9.0	43	20	Cr [µg/l]	0.7	3.4	4.3	6
As [µg/l]	0.1	0.5	1.1	11	La [µg/l]	n.a.	n.a.	8.3	n.v.
Ni [µg/l]	0.5	1.2	6.2	12	V [µg/l]	0.5	0.8	9.7	19

Tab.III.3.10- Comparaison de la référence locale de KOL avec la référence AQUITYP-Molasse.

Les points influencés et le percolat

Trois prélèvements ont été effectués dans la molasse en aval du site, dans trois forages de profondeurs différentes (voir situation sur la coupe fig.III.3.9). Martinson (1990) c'est basée sur les analyses chimiques de ces eaux pour comprendre l'effet de barrière géochimique de la Molasse sur les saumures provenant de la décharge.

Le tab. III.3.11. montre les résultats des analyses pour les composants majeurs, qui comme nous le voyons présentent tous des anomalies importantes par rapport à notre référence amont (FcL).

Le point KOL-10 est le plus touché par la pollution. Tous les paramètres majeurs dépassent les concentrations de la référence d'au moins un facteur 5. Le point KOL-9, le plus profond, est le moins touché.

Les analyses en traces ne font que renforcer ces observations. Les principaux marqueurs étant Br, mais aussi I, Mo et Zr. La présence de Br dans le piézomètre profond confirme aussi que les anomalies observées en Cl, K, SO₄ et Sr sont bien liées à la décharge.

Nous noterons encore la présence de quelques traces typiques des percolats de décharges pour déchets spéciaux, comme As, Se, W et aussi la présence de Hg dans le point KOL-10 (élément non analysé sur les autres points).

	KOL-8	KOL-9	KOL-10	KOL-11	KOL-9	KOL-10	KOL-11
	REF				FcL	FcL	FcL
CE [µS/cm]	39.4	571	9820	802	1	23	2
Ca [mg/l]	432	97.02	747.2	100.96	2	19	3
Cl [mg/l]	2.7	38	4383	105.8	14	>100	39
K [mg/l]	2.5	1.5	17	2.3	1	7	1
Mg [mg/l]	22.5	27	535	52.4	1	24	2
Na [mg/l]	41	13.5	1250	19.7	0	30	0
O2 [mg/l]	4.4	10.2	20.3	11.2	2	5	3
SO4 [mg/l]	13.8	21.2	208	25	2	15	2
Sr [mg/l]	1.967	0.671	30.599	1.223	0	16	1
As [µg/l]	1.1	0.9	<10	0.6	1	<10	1
B [µg/l]	65.8	17.5	418	30.5	0	6	0
Ba [µg/l]	178	207.2	355.8	289.6	1	2	2
Br [µg/l]	9.3	62.5	6129	257.9	7	>100	28
Cu [µg/l]	12.9	46.5	15.6	9.4	4	1	1
I [µg/l]	0.8	2.2	55	2.8	3	69	3
Li [µg/l]	43	8.9	184	30.5	0	4	1
Mo [µg/l]	1.5	0.5	85.6	4.9	0	57	3
Ni [µg/l]	6.2	2.5	13.6	2.6	0	2	0
Rb [µg/l]	6.4	1.2	5	3.7	0	1	1
Sn [µg/l]	0.1	0	0.3	0	0	3	0
Ti [µg/l]	2.1	0.6	3	0.9	0	1	0
W [µg/l]	0.1	0.1	0.7	0.1	1	7	1
Zr [µg/l]	0.1	0.2	1.1	0.2	2	11	2
Se [µg/l]	<1	2.5	44	4.9	3	44	5

Tab.III.3.11- Comparaison des échantillons d'eau de la Molasse en aval de la décharge avec la référence locale au site de KOL.

Pour conclure nous signalerons que dans le traitement statistique, nous avons assimilé l'échantillon KOL-10 à un percolat, en raison de ses caractéristiques très proches du percolat KOL-7 dont les concentrations en traces figurent ci-dessous (fig.III.3.12).

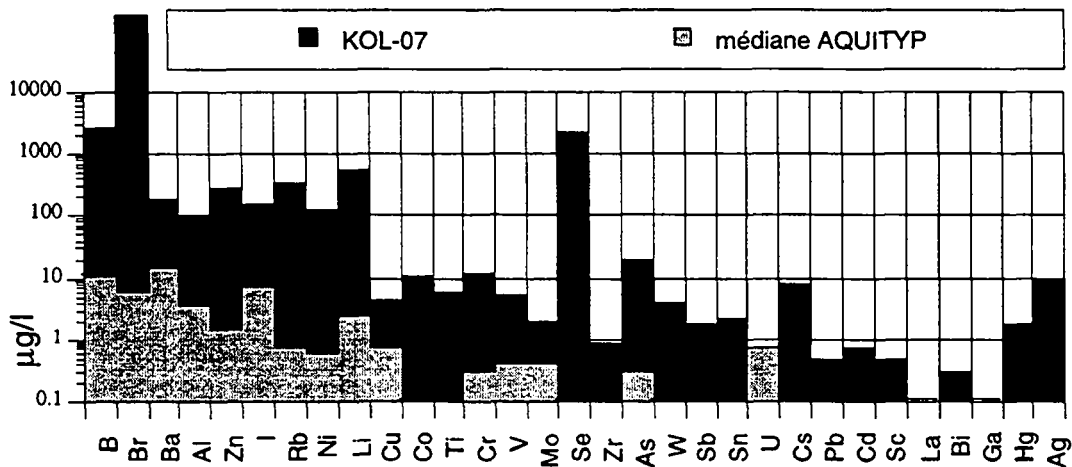


Fig.III.3.12- Composition du percolat de KOL et médiane de la référence AQUITYP-Total.

3.3. Sites en milieu alluvial (CHI et BAR)

Nous n'avons pas eu accès au percolat du site de CHI, mais nous avons pu échantillonner celui du site de BAR qui accueille des déchets de même nature que ceux déposés précédemment à CHI.

3.3.1. Situation et environnement du site de CHI

Géologie et hydrogéologie

Les sites se situent dans la plaine alluviale du Pô, dont les caractéristiques ont déjà été décrites dans le chap.III.1.3 consacré aux sites de décharges urbaines de la région de Turin.

CHI est l'une des plus grande décharge de la province, ouverte en 1985 à 20 km au *nord - est* de Turin. Deux zones distinctes ont été exploitées: l'une au *nord* a accueilli un peu moins de 600'000 m³ de déchets industriels sous forme solide, l'autre plus importante avec un volume disponible de 1'500'000 m³ reçoit des déchets solides urbains et des déchets industriels assimilés (Soldi 1996, "Pozzo landfill").

Des pollutions en chlore et ammoniacque ont été mise en évidence dans la nappe alentour. Ce complexe de décharges est affecté par de sérieux problèmes de migration de gaz dans toute la zone non-saturée autour du site et par une distance à la nappe insuffisante, nécessitant la mise en place de puits de dénoyages (Di Molfetta, 1996).

3.3.2. Analyses des eaux

Nous avons eu accès à 7 points d'échantillonnage situés essentiellement autour de l'ancien site de déchets industriels. Seul CHI-5 se trouve en aval de la décharge actuellement en exploitation (voir fig.III.3.13).

a.) Référence locale

CHI-1 est situé en amont de la décharge. Il présente des caractéristiques proches de notre références AQUITYP-Quaternaire. Les habituelles anomalies en Fe et Mn sont observées, ainsi que des anomalies en Ni et Ti qui sont vraisemblablement d'origine géogène.

b.) Les points influencés

Concernant les macro-composants, NH₄ a été observé à CHI-7 et 3 et NO₂ à CHI-7 également ainsi qu'à CHI-6. Tous les points présentent des anomalies en Fe et Mn.

En ce qui concerne les traces inorganiques, un grand nombre d'entre elles présentent des anomalies significatives par rapport à la référence locale (CHI-1).

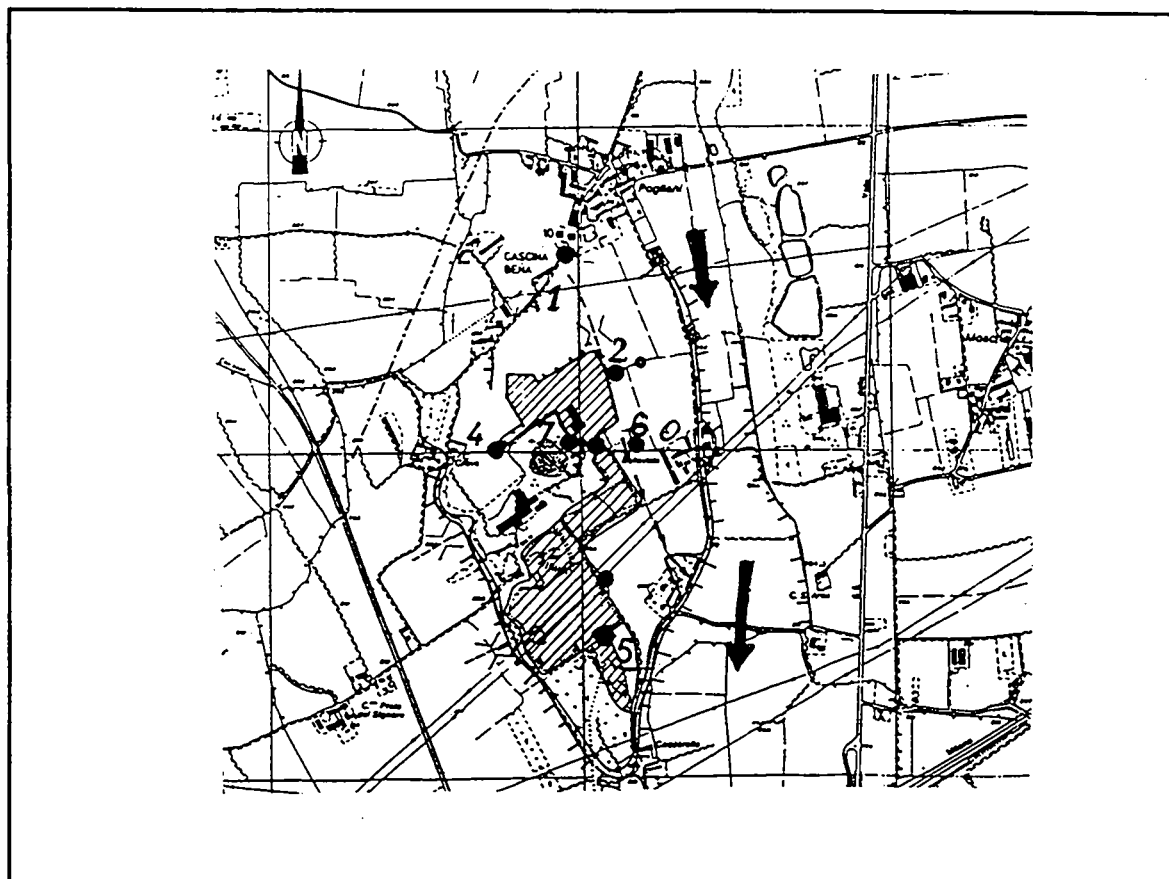


Fig.III.3.13- Situation des à CHI.

Les principales anomalies sont Al, La, Co, Ni, Ti, Zn, Cu, V, Ba, Cr, B (Tab.III.3.14). Il faut aussi noter l'anomalie très importante en As. Br ou Se ne présentent par contre pas d'anomalie.

Le point le plus influencé est CHI-4. Il est situé en bordure ouest du site, un peu latéralement par rapport aux écoulements principaux.

Seul CHI-6 ne semble pas touché de manière significative, l'anomalie en Zn et Al qu'il présente pouvant résulter d'une anomalie locale (équipement du piézomètre).

	CHI-1	CHI-2	CHI-3	CHI-4	CHI-5	CHI-6	CHI-7	2	3	4	5	6	7
La [µg/l]	0	0	0.1	5.7	0.1	0	0	0	>100	>100	>100	0	0
Al [µg/l]	3.5	38.4	28.5	1609	11.6	25.6	66.5	11	8	>100	3	7	19
Co [µg/l]	0.6	0.4	25.6	7.4	50.3	0.2	26.3	1	43	12	84	0	44
Ni [µg/l]	7.6	31.7	50.5	45.6	85	12.1	68	4	7	6	11	2	9
Ti [µg/l]	0.4	0.4	1.1	12	0.3	0	0.1	1	3	30	1	0	0
Zn [µg/l]	6.3	17.2	3.7	38.2	3.1	91.4	49.5	3	1	6	0	15	8
Cu [µg/l]	0.4	1.9	1.2	6.4	0.5	0.3	1.5	5	3	16	1	1	4
V [µg/l]	0.3	0.4	0.3	7.2	0.2	0.2	0.2	1	1	24	1	1	1
Ba [µg/l]	4.9	8.7	17	55.6	14	3.3	13	2	3	11	3	1	3
Cr [µg/l]	0.7	0.4	0.7	10.8	0.3	0.4	0.5	1	1	15	0	1	1
B [µg/l]	14.7	14.8	33.9	17.9	133	21	57.7	1	2	1	9	1	4
As [µg/l]	0.1	0	3	0.3	1.7	0.1	0.6	0	30	3	17	1	6

Tab.III.3.14- Analyse des eaux souterraines autour du site de CHI et calcul des FcL.

3.3.3. Situation et environnement du site de BAR

Concernant le site de BAR, étant donné que nous n'avons eu accès qu'aux percolats, nous renvoyons le lecteur aux articles de Pasqualini et al (1996), Zanetti et Genon (1995) et Genon et al (1995). Précisons seulement qu'il s'agit de l'un des sites de déchets spéciaux parmi les plus récents d'Europe.

Le percolat

Nous avons eu accès à deux percolats provenant de deux lots différents de la décharge (fig.III.3.15). La gamme de composition en traces minérales est très étendue et outre les très fortes teneurs en B, Br, Ba, nous observons des concentrations élevées pour des éléments plus rares comme le Mo ou même absents des percolats de décharges urbaines comme pour Ga, Hg, Ag, Sc, Cs pour ne citer que les principaux. Le percolat BAR-2 se distingue de BAR-1 par des teneurs plus élevées en Br, Rb, Cs et par l'absence de La.

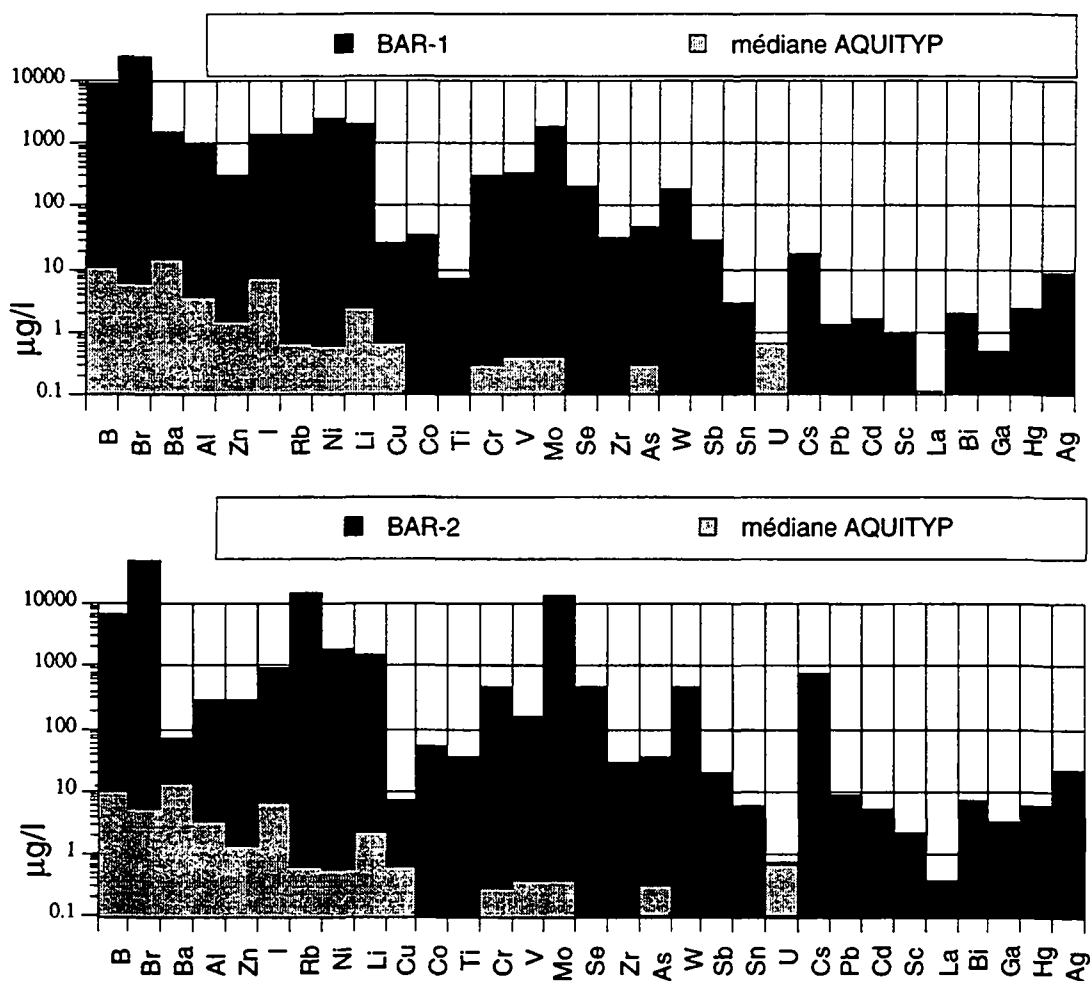


Fig.III.3.15- Composition des deux percolats de décharge pour déchets spéciaux prélevés à BAR.

3.4. Synthèse des cas

a.) Les sites et leur environnement

Nous avons vu que deux des sites pour déchets spéciaux se trouvent dans un environnement argileux et marneux et malgré cet environnement peu favorable au déplacement des polluants inorganiques, nous sommes arrivés à mettre en évidence un certain nombre d'anomalies significatives.

b.) Les mesures et analyses

L'intérêt de ces sites était surtout de voir si les traces typiques qui caractérisent le percolat de ces déchets spéciaux pouvaient aussi être décelées dans l'environnement.

Le résultats des analyses nous indiquent qu'effectivement des traces telles que Se, As, Mo, W, Cs franchissent les barrières environnementales et parviennent dans les eaux. Cette observation doit toutefois être nuancée, car elles ne sont en général pas toutes présentes autour d'un site.

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie trace	cat
KOL-1	eaux souterraines aval				o
KOL-2	eaux souterraines aval				o
KOL-3	eaux souterraines aval				o
KOL-4	eaux souterraines aval				o
KOL-5	eaux souterraines aval				o
KOL-6	eaux souterraines aval				o
KOL-7	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Cs, Hg, Ag	•
KOL-8	référence amont	nombreuses anomalies géogènes ??	Fe, Mn	Ba, Li, Ni, Rb, Sc, (Zn), (Al), Co, Cr, La, V	o
KOL-9	eaux souterraines aval	fortes	Cl, Ca, SO ₄	Br, Cu, I, Zr, Se	+
KOL-10	eaux sout. assimilées aux percolats		Cl, Ca, K, Mg, SO ₄ , Sr	As, B, Ba, Br, I, Li, Mo, Ni, Sn, W, Zr, Se	•
KOL-11	eaux souterraines aval	fortes	Ca, Cl, Mg	Ba, Br, I, Mo, Zr, Se	+
BAR-1 BAR-2	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, Pb, Cd, Sc, Bi, Hg, Ag, Cs	•

Tab.III.3.16- Bilan des observations sur les eaux autour des décharges de déchets spéciaux (FcL ou FcE ≥ 2 et conc. \gg ld). Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces $> 1 \mu\text{g/l}$

code	type d'échantillon	influence de la décharge	anomalie en majeur	anomalie en trace	cat
BON-1	eaux souterraines en aval	faible		Br, H3	+
BON-2	eaux souterraines aval	faible		Ni, Co, Al, La, Br, Cr, Rb, V, Ti	+
BON-3	percolat déch. rurale				•
BON-4	référence locale	nulle	<u>Mn, Fe</u>	<u>Co, Ni, Ti, Li, Rb, V, (Al), (Cu), (Zn)</u>	o
BON-5					o
BON-6	eaux souterraines aval	faible		Ni, Co, Al, La, Br, Cr, Rb, V	+
BON-7	eaux souterraines en aval	faible		Ni, Co, Al, La, Br, Cr, Rb, V, Ti	+
BON-8	référence locale	nulle	<u>Mn, Fe</u>	<u>Co, Ni, Ti, Li, Rb, V, (Al), (Cu), (Zn)</u>	o
BON-9	eaux souterraines aval	forte		Br, Co, Cr, Cs, I, Se, Sn, U, V, Zn	+
BON-10	percolat traité				(•)
BON-11	eaux sout. assimilées aux percolats			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Cu, Co, Ti, Cr, V, Se, Zr, As, Sb, Sn, U, Pb, Cd, Sc, Bi, La	•
BON-12	eaux sout. assimilées aux percolats			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, U, Pb, Cd, Sc, Bi, La	•
BON-13	percolat épuré				(•)
BON-14	percolat déch. rurale				•
BON-15	percolat			B, Br, Ba, Al, Zn, I, Rb, Ni, Li, Cu, Co, Ti, Cr, V, Mo, Se, Zr, As, W, Sb, Sn, U, Pb, Cd, Sc, Bi, Ga, Hg, Ag, Cs	•
BON-16	eaux souterraines aval			Ni, Co, Cr	+
CHI-1	référence locale	nulle	Fe, Mn	<u>Ni, Ti</u>	o
CHI-2	eaux souterraines aval	nulle	Fe, Mn	Al, Ni, Zn, Cu, Ba	+
CHI-3	eaux souterraines aval		NH ₄ , Fe, Mn	La, Al, Co, Ni, Ti, Cu, Ba, B, As	+
CHI-4	eaux souterraines aval		Fe, Mn	La, Al, Co, Ni, Ni, Zn, Cu, V, Ba, Cr, B, As	+
CHI-5	eaux souterraines aval		Fe, Mn	La, Al, Co, Ni, Ba, B, As	+
CHI-6	eaux souterraines aval	nulle	NO ₂ Fe, Mn	(Zn), (Ni), (Al)	o
CHI-7	eaux souterraines aval		NH ₄ , NO ₂ , Fe, Mn	La, Al, Co, Ni, Ba, B, As, Cu	+

Tab.III.3.16 suite- Bilan des observations sur les eaux autour des décharges de déchets spéciaux (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>>ld). Entre parenthèses: contamination locale. Souligné: influence géogène (par rapport à la référence externe). Pour le percolat traces > 1 µg/l

4. Sites industriels

Quelques sites industriels ont été échantillonnés afin de connaître les éléments traces inorganiques qui peuvent être liés à ce type de pollutions principalement organique. Ils font l'objet d'une présentation sommaire, une synthèse globale figure à la fin de ce chapitre.

4.1. Ancienne usine à gaz (ZUG, Suisse)

4.1.1 Situation et bref historique

Les anciennes usines à gaz sont très répandues dans le tissu urbain européen.

Ces aires, dévolues à la production de gaz à partir du charbon entre 1862 et les années 60 ou à partir du "cracking" des hydrocarbures entre 1960 et 1970, représentent un potentiel de pollution très important. Ainsi, plus de 760 sites de ces anciennes installations de production de gaz ont été recensés en France (Lecomte, 1995).

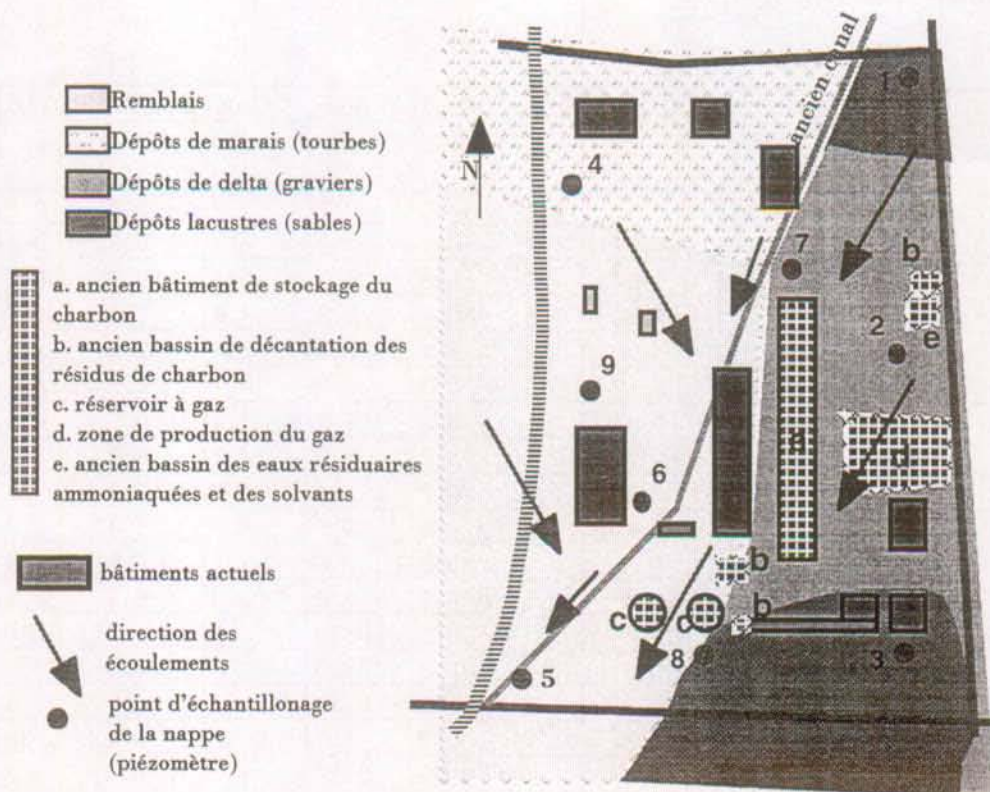


Fig.III.4.1- Situation des prélèvements à ZUG et emplacement des anciennes zone de production de l'usine à gaz.

Autrefois situées en périphérie des villes, ces installations se retrouvent actuellement souvent dans l'agglomération suite à l'expansion des centres urbains. L'assainissement de ces sites est ainsi rendu nécessaire, ce qui entraîne des coûts très élevés. Le cas de ZUG en est un exemple,

mais l'on peut aussi citer le cas de l'ancienne usine de Lyon-Perrache en France (Suais et Wafelman, 1993), ou celle de "Centrale" en Italie décrite par Jarre et al (1996). Les pollutions typiques liées à ce genre de sites sont constituées d'une gamme étendue d'hydrocarbures.

Le site ZUG est situé dans une agglomération, sur un terrain plat et couvre une surface d'environ 2.5 hectares. Le soubassement géologique est constitué d'alluvions graveleux et de dépôts lacustres sableux.

4.1.2 Observations

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un préleveur dans 9 piézomètres en PVC.

Nous avons calculés les FcL à l'aide de la référence locale ZUG-1 qui se trouve en amont des écoulements qui traversent le site. Les FcL supérieures à 2 ont été reportée sur le sur la figure III.4.3. En regard, les composés organiques qui ont été détectés dans les piézomètres sont énumérés.

Les résultats des analyses pour les principales traces (concentration > 1µg/l) et pour les paramètres organiques détectés lors d'un échantillonnage précédent (Wyssling, 1994) sont reportés dans le tableau III.1.2.

	ZUG 01	ZUG 02	ZUG 03	ZUG 04	ZUG 05	ZUG 06	ZUG 07	ZUG 08	ZUG 09
[µg/l]	réf. locale								
As	2.1	6.1	1.2	7.9	2.7	1.4	1.7	2.3	9.9
Co	0.4	0.3	0.2	0.1	1.2	5.7	0.2	0.4	0.2
Cr	0.9	3	1.5	38	1.5	0.4	0.6	5.2	39.5
Cu	4.7	12.5	3.5	5.4	8.8	1.6	3.4	5.2	37.8
I	2.6	4.7	4.2	3.1	2.3	3.4	2.5	2.9	3
La	2.6	2.1	0.5	0.8	0.3	0.1	2.1	5.2	1.1
Mo	0.1	0.4	2.5	0.2	0.3	1.4	0.5	0.5	3.5
Ni	1.6	1	10.1	1.2	5.9	14.1	1.6	1.7	6.3
Pb	0.6	0.8	1.5	0.7	1.1	1.8	0.8	1.3	0.8
Ti	1.2	6	1.2	8	2.5	0.8	1.4	2.2	9
U	1.1	0.5	0.1	0.3	3.7	2.1	0.5	0.9	2.9
V	1.4	19.9	0.5	3.5	3.9	0.5	0.1	2.2	4.5
Trichloréthylène	0	0.48	0.05	0.11	0.34	0	0	0.09	0.07
Toluol	0.07	29	0.45	0.33	0.96	76	0.95	1.6	1.2
Pechloréthylène	0	0.3	0	0	0.37	0	0	0	0
Chlorobenzol	0	6.2	0.07	0.12	0	0.12	0	0.06	0
Ethylbenzol	0	3.4	1	0.09	0.37	5.1	0.1	1.4	0.12
Xylol	0	45	0.56	0.21	0.71	60	0.48	1.6	0.54
Styrol	0	0.66	0.07	0	0	4.7	0.08	0.08	0.05
Triméthylbenzol	0	12.8	0.07	0.06	0.12	11.6	0.1	0.23	0.11
Naphtalène	0	307	0.75	0.29	0.46	768	1.5	0.38	1

Tab.III.4.2- Analyses des traces inorganiques (Looser, cette étude) et des substances organiques à ZUG (Wyssling, 1994).

Nous notons qu'il est très difficile de faire une relation directe entre les anomalies en traces inorganiques et les anomalies en substances organiques, bien que nous retrouvions les traces inorganiques qui ont été décelées dans les hydrocarbures, les huiles et le lixiviat de bitume routier par Nativel (1996).

Le cortège de traces inorganiques fournit d'autres indications sur la répartition des pollutions que les éléments organiques.

Une bonne partie des pollutions, notamment celles décelées au nord-ouest pourraient provenir des remblais qui ont été effectués dans ce secteur.

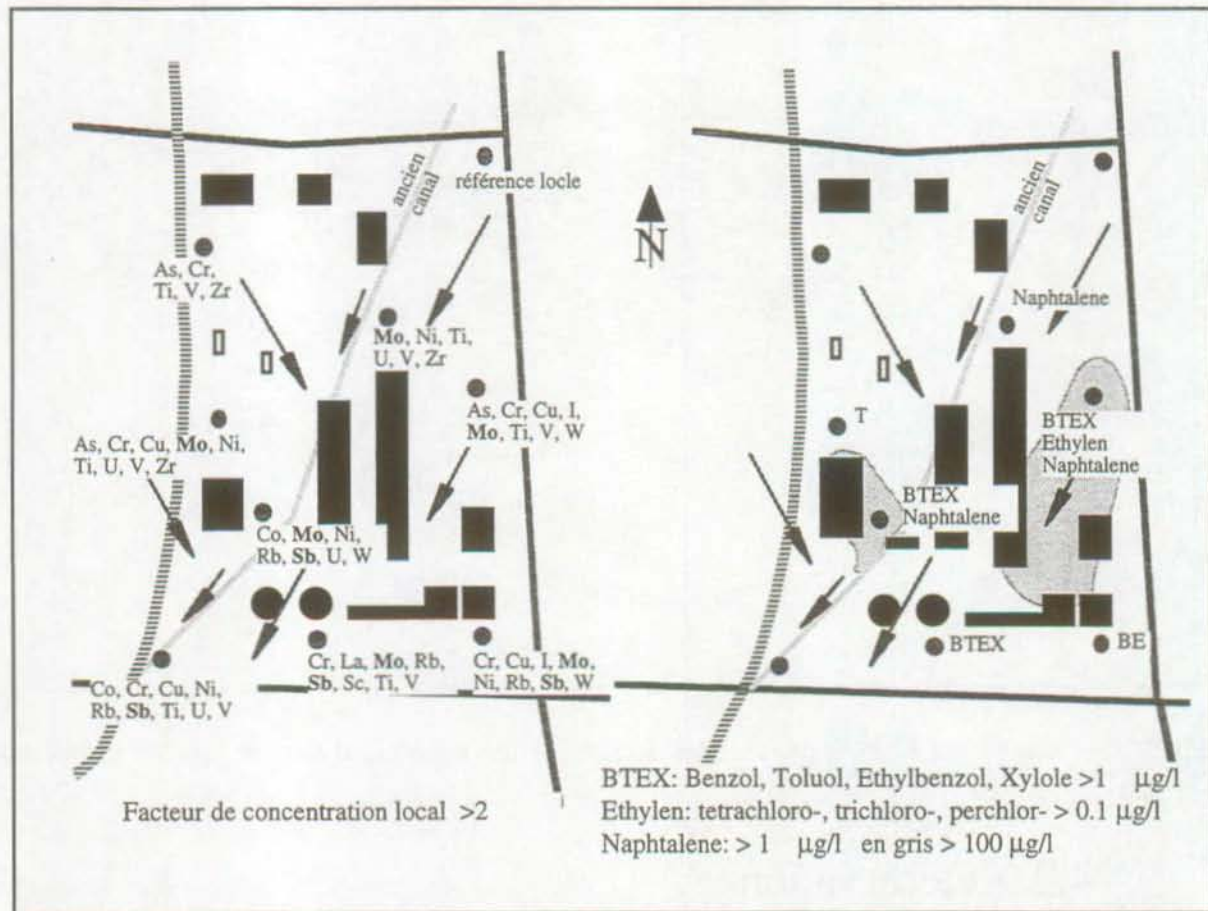


Fig.III.4.3- Répartition des traces inorganiques et organiques autour du site de ZUG.

4.2. Industrie des solvants (RIV, Italie)

Une autre famille de polluants organiques très répandue dans notre société industrielle est constituée par les solvants. Ces composés chlorés sont très fréquemment utilisés dans l'industrie des métaux ou de l'électronique (nettoyage des surfaces) ou dans l'industrie des peintures, encres, lubrifiants, etc.

Une importante pollution aux solvants a été observée dès les années 80 dans la périphérie de Turin. Bonaventura (1985) a estimé la consommation de tels produits à 130'000 tonnes par an, dont seulement 15% étaient récupérés à l'époque. Ainsi il n'est pas surprenant de rencontrer

des teneurs en solvants supérieures à 200 µg/l dans les eaux de la nappe (Bortolami et al, 1990).

4.2.1 Situation

Dans le cadre de cette étude, nous avons pu accéder à 3 piézomètres de surveillance d'une installation industrielle destinée à la production et au recyclage de ces solvants (RIV) située dans la plaine du Pô à l'est de Turin (fig.III.4.4).

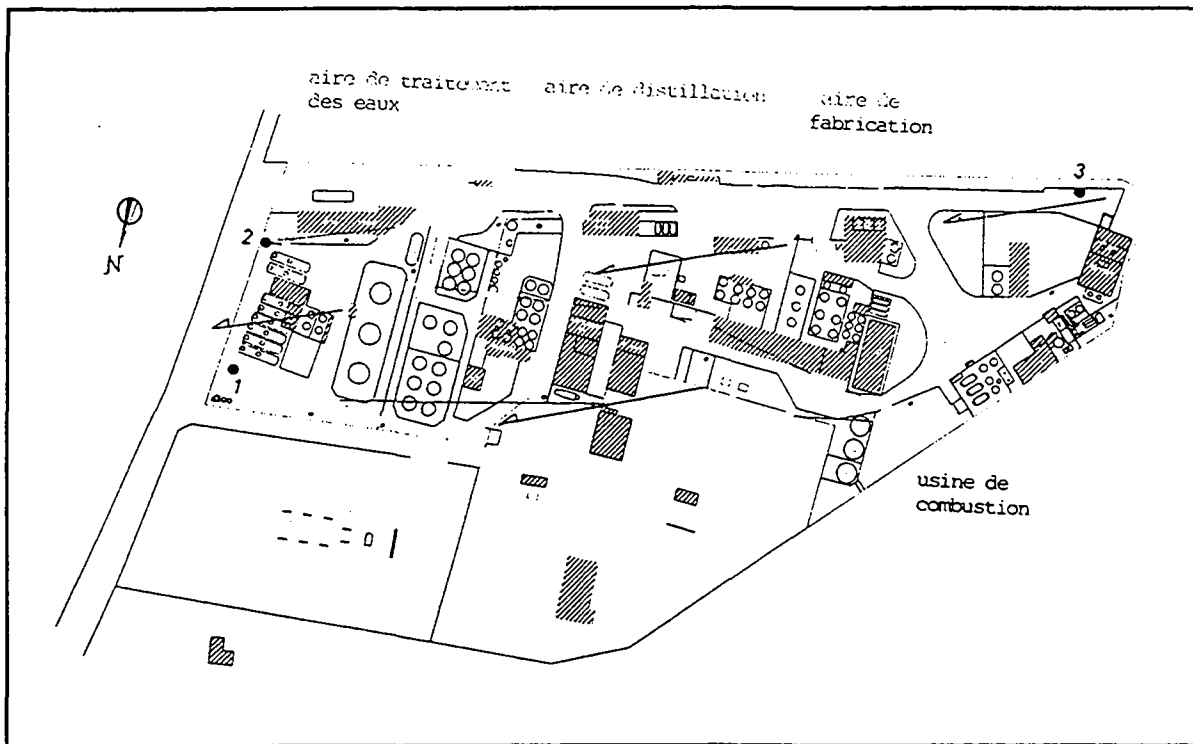


Fig.III.4.4- Situation des à RIV et positions des installations de productions et de traitement des résidus des solvants.

4.2.2 Observations

Les principaux résultats sont fournis dans le tableau III.4.5. Les solvants organiques ont été prélevés le même jour que nos échantillons et analysés au LSP de Grugliasco.

Nous observons que les teneurs en traces inorganiques sont très basses pour pratiquement tous les éléments. La, Pb, Sc, Pb, U, Zr, As n'ont pas été détectés.

Si nous procédons au calcul du FcL par rapport au piézomètre amont (RIV-3), nous pouvons mettre en évidence une contamination très élevée en I, ainsi que des anomalies significatives en Cu et V, dans les deux piézomètres en aval de l'usine de solvants. Ces traces correspondent probablement aux anomalies que l'on observe en composés halogénés.

Des anomalies ponctuelles en Al et Ba (RIV-1) ainsi qu'en Br, Zn et Li (RIV-2) sont aussi observées.

code	RIV-3	RIV-1	RIV-2	RIV-1	RIV-2
	réf. locale			FcL	FcL
Br [$\mu\text{g/l}$]	45.6	107.4	65.8	2	1
Al [$\mu\text{g/l}$]	20.3	13.7	93.1	1	5
Ba [$\mu\text{g/l}$]	6.2	10.1	7.1	2	1
Zn [$\mu\text{g/l}$]	2.5	3.6	6.4	1	3
Li [$\mu\text{g/l}$]	1.2	1.5	2.5	1	2
I [$\mu\text{g/l}$]	0.6	13.9	14.4	23	24
Cu [$\mu\text{g/l}$]	0.4	0.8	1.3	2	3
V [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.2	0.2	2	2
perchloréthylène [$\mu\text{g/l}$]	0.1	44	29	>100	>100
trichloréthylène [$\mu\text{g/l}$]	0.2	11	15	55	75
composés organohalogénés [$\mu\text{g/l}$]	0.3	4.5	128	15	>100
dichloroéthane [$\mu\text{g/l}$]	0	0.9	1.3	>100	>100
tetrachloroéthane [$\mu\text{g/l}$]	0	6.1	14.8	>100	>100
dichloropropane [$\mu\text{g/l}$]	0	22	30	>100	>100
chloroforme (trichlorométhane) [$\mu\text{g/l}$]	0	0.5	0.9	>100	>100
bromoforme (tribromométhane) [$\mu\text{g/l}$]	0	1.4	1.4	>100	>100
hydrocarbures aromatiques [$\mu\text{g/l}$]	0	0	0	>100	>100

Tab.III.4.5- Analyses des traces inorganiques et des substances organiques à RIV.

4.3. Zone industrielle (MON)

4.3.1. Situation

La zone industrielle échantillonnée (MON) comprend une grande usine de produits chimiques (polymères, adjuvants et pigments), diverses activités artisanales (garages, ateliers mécaniques), une zone habitée, une ancienne zone de gravière, divers sites de petites décharges, ainsi qu'une ancienne raffinerie (fig.III.4.6).

Les prélèvements ont été effectués dans le canal bordant la partie aval de ce secteur lors des toutes premières investigations (Looser et al, 1993). Ceci explique le nombre restreint d'éléments analysés.

4.3.2. Observations

Onze échantillons ont été prélevés le long d'un cours d'eau drainant les eaux d'une plaine alluviale.

Nous avons utilisé le prélèvement amont pour calculer les FcL des échantillons prélevés le long du canal. La variation de ces facteurs pour les différents éléments considérés est présentée en regard du plan de situation (fig.III.4.6).

Les concentrations mesurées le long du canal varient passablement. Les valeurs maximales mesurées dans les eaux dépassent nettement le centile 90% de la référence AQUITYP-Quatenaire, sauf pour I.

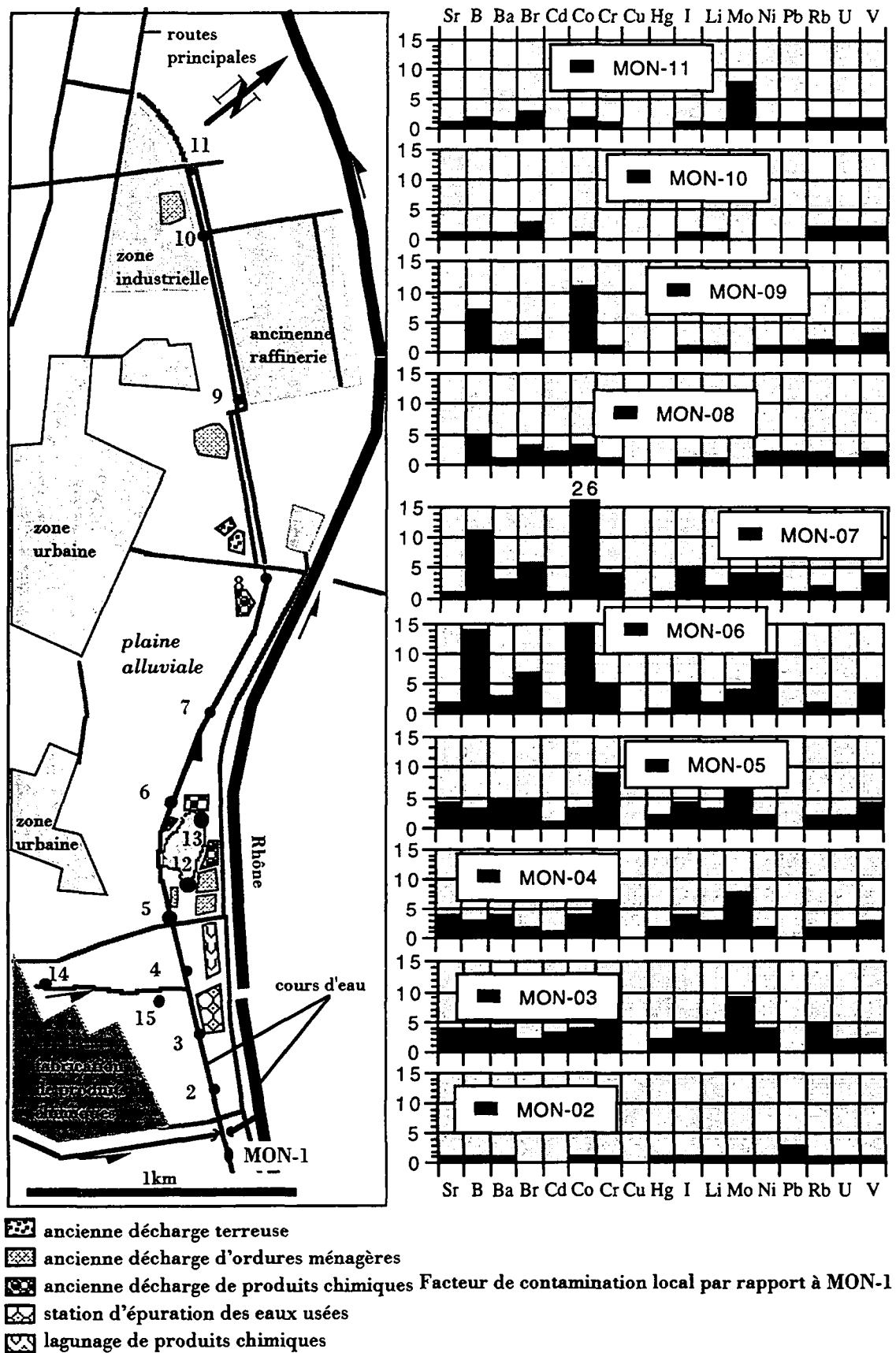


Fig.III.4.6 - Situations des à MON, le long d'un canal qui draine la nappe. A droite, les graphiques illustrent les variations du facteur de contamination par rapport à la mesure MON-1 (FcL).

L'évolution des concentrations des principaux marqueurs inorganiques permet de mettre en évidence des zones de pollutions privilégiées.

Les teneurs augmentent d'une façon très nette à partir du point MON-3 jusqu'au point MON-4. Les FcL atteignent des valeurs de 4 à 5 pour pratiquement tous les échantillons, l'anomalie en Mo dépassant même de 9 fois la valeur initiale. Ces contaminations sont vraisemblablement liées à la zone industrielle. Cu et Pb conservent un FcL nul.

Entre les points MON-4 et MON-5 les concentrations en Cr, Br, Ba et V augmentent légèrement, probablement en raison de la présence du bassin de lagunage.

L'augmentation la plus spectaculaire a lieu au point de prélèvement MON-6. Les valeurs élevées observées à cet endroit s'expliquent aisément par la présence des décharges d'ordures ménagères et assimilés, ainsi que de produits chimiques, qui sont génératrices de grandes quantités de B, Br, Ni, V, Pb et Co. Par contre nous constatons une nette baisse des teneurs en Mo, Cr et Ba.

La diminution des autres éléments est vraisemblablement due à un effet de retenue joué par le lac de la gravière où de fortes anomalies ont été relevées (13 µg/l Mo, 340 µg/l Ba et 3.2 µg/l Cr).

Plus en aval, on remarque l'augmentation de Co qui atteint 26 fois la valeur détectée en amont (point 7). Les concentrations en Cu et Pb augmentent après le passage d'une ancienne décharge de résidus chimiques (point MON-8). On constate la disparition des teneurs anormales en Hg.

Au point MON-9, B, Co et V augmentent en aval d'une ancienne décharge terreuse et d'ordures ménagères. Le point MON-10 indique une baisse nette des concentrations de pratiquement tous les éléments analysés, sauf de Rb, U et V.

Le dernier point (MON-11) montre une augmentation des teneurs en Mo, Pb et Br liée à la présence de la zone industrielle. Remarquons que ces éléments ont été décelés à des teneurs atteignant 50 µg/l dans les huiles et hydrocarbures (Nativel, 1996).

Les points MON-14 et 15 prélevés dans un petit cours d'eau affluent du canal n'ont pas montrés d'anomalies.

4.4. Ancienne mine (TRA)

Les deux échantillons prélevés en amont et en aval d'une ancienne mine de galène sur fluorine n'ont pas permis de mettre des anomalies en évidence. Le débit très important du cours d'eau en est peut-être à l'origine. Les deux échantillons (TRA-1 et TRA-2) ont été classés dans la catégorie eaux de surface non contaminées.

4.5. Sites industriels - Synthèse

Les investigations très succinctes conduites sur ces quelques sites contaminés montrent que les traces inorganiques peuvent apporter des informations complémentaires par rapport aux analyses de substances organiques. Aussi bien dans le cas de ZUG que dans le cas de RIV, les anomalies organiques s'accompagnent d'anomalies en traces.

Le petit échantillonnage ne permet pas de relier les anomalies organiques et inorganiques, bien qu'à RIV il y ait une assez bonne corrélation entre les anomalies en solvants organo-chlorés et la présence de I, Cu, V.

Le cas de MON illustre le comportement des traces inorganiques dans un canal. Nous remarquons que les anomalies ne se cumulent pas le long du cours d'eau. Les éléments traces doivent vraisemblablement être rapidement piégés par les sédiments du cours d'eau. Ces analyses permettraient donc de compléter avantagusement les analyses de sédiments.

Notons encore que ce dernier cas donne de bons résultats car le débit du canal est faible et qu'il draine la nappe superficielle.

code	type d'échantillon	influence du site cont.	anomalie inorg.	anomalie trace	cat
ZUG-1	eaux souterraines, réf. locale	nulle			o
ZUG-2	eaux souterraines, aval	faible	Naphtalène, BTEX, solvants	As, Cr, Cu, I, Mo, U, V, Zr	+
ZUG-3	eaux souterraines, aval	faible	Benzol, Ethylbenzol	Cr, Cu, I, Mo, Ni, Rb, Sb	+
ZUG-4	eaux souterraines, aval	faible		As, Cr, Ti, V, Zr	+
ZUG-5	eaux souterraines, aval	faible		Co, Cr, Cu, I, Mo, U, V, Zr	+
ZUG-6	eaux souterraines, aval	faible	Naphtalène, BTEX	Co, Mo, Ni, Rb, Sb, W	+
ZUG-7	eaux souterraines, aval	faible	Naphtalène	Ti, Mo, U, V, Zr	+
ZUG-8	eaux souterraines, aval	faible	BTEX	Cr, La, Mo, Rb, Sb, Sc, Ti, V	+
ZUG-9	eaux souterraines, aval	faible	Toluol	As, Cr, Cu, Ni, Mo, Ti, U, V, Zr	+
RIV-1	eaux souterraines, aval	faible	Solvants halogénés	Br, Ba, I, Cu, V	+
RIV-2	eaux souterraines, aval	faible	Solvants halogénés	Al, Zn., Li, I, Cu, V	+
RIV-3	eaux souterraines, réf. locale	nulle			o

Tab.III.4.7. - Bilan des observations sur les eaux autour de deux sites industriels (FcL ≥ 2 et conc. >> ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux souterraines.

code	type d'échantillon	influence du site	anomalie en majeur	anomalie trace	cat
MON-1	eaux superficielles, amont	nulle			
MON-2	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo, Ni, Pb , Rb; U, V	o
MON-3	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo , Ni, Rb; U, V	+
MON-4	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb ; U, V	+
MON-5	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba , Br, Cd, Co, Cr , Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V	+
MON-6	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B , Ba, Br, Cd, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo , Ni, Rb; U, V, Pb	+
MON-7	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	B, Ba, Br, Cd, Co , Cr, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V, Pb	+
MON-8	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V, Pb	+
MON-9	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V, Pb	+
MON-10	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V	+
MON-11	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V	+
MON-12	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba , Br , Cd, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V	+
MON-13	eaux superficielles, aval	faible	n.a.	Sr, B, Ba , Br , Cd, Co, Cr, Hg, I, Li, Mo, Ni, Rb; U, V	+
MON-14	eaux superficielles, aval	nulle	n.a.		o
MON-15	eaux superficielles, aval	nulle	n.a.		o
TRA-1	eaux superficielles, amont	nulle			
TRA-2	eaux superficielles, aval	nulle			

Tab.III.4.7.suite- Bilan des observations sur les eaux superficielles le long d'une zone industrielle (FcL ou FcE ≥ 2 et conc.>ld). En gras: conc. maximale observée dans les eaux.

IV. Synthèse des observations

Les observations effectuées sur les nombreux sites que nous venons de décrire nous ont permis d'une part de confirmer l'intérêt des traces et d'autre part de réunir les données pour une étude statistique.

Ces deux approches complètent ainsi nos connaissances sur l'utilisation de ces traces inorganiques. L'étude des cas nous a montré que les traces permettent de mettre en évidence des anomalies liées aux sites contaminés en comparant des teneurs entre une référence locale et les points échantillonnés à l'aval du site.

En l'absence de cette référence locale, nous avons utilisé une référence externe, ce qui nous a souvent posé le problème des interférences avec les spécificités géologiques locales. Dans cette optique, une approche statistique nous permettra de mettre en évidence les marqueurs les plus significatifs des pollutions des sites contaminés et de disposer ainsi de critères de décision plus solides.

1. Sources de pollution - les décharges s.l.

Quarante échantillons de percolats et d'eaux de percolation ont été recueillis au cours de cette étude, ce qui nous permet d'envisager une approche statistique pour caractériser la composition en substances inorganiques de ces liquides générateurs de pollution.

Les sites industriels ne sont pas en nombre suffisant pour adopter une telle approche et nous ne présenterons que la synthèse des quelques cas que nous avons traités du point de vue de l'impact sur les eaux principalement.

1.1. Composants inorganiques typiques des percolats - approche globale

Dans un premier temps, nous allons considérer les percolats et eaux de percolation dans leur ensemble, sans faire de distinction entre les catégories de décharges que nous avons définies sur la base de l'origine des déchets.

1.1.1. Paramètres physico-chimiques

Les variations (centiles à 10% et à 90%) de la température, conductivité, pH, Eh et du rH sont visualisés dans la figure IV.1.1.

La gamme des conductivités est très étendue et elles ont en général une valeur supérieure à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Elles sont le reflet de la charge minérale importante qui caractérise les percolats.

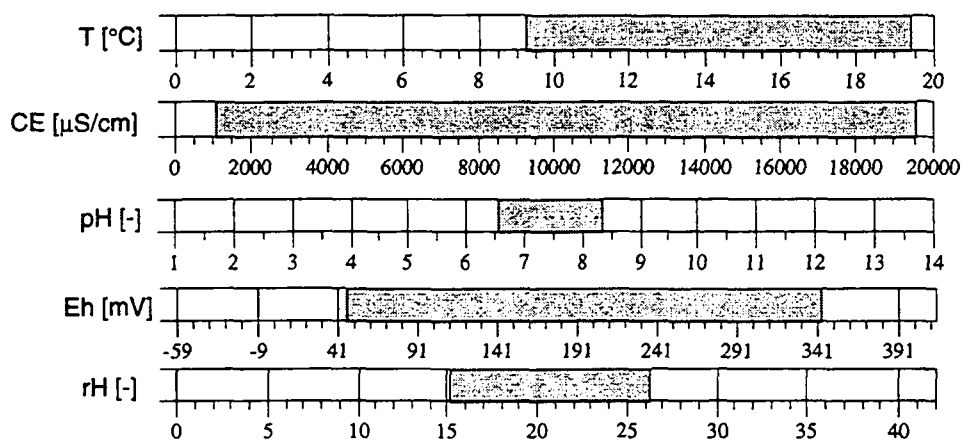


Fig. IV.1.1- Variation des paramètres physico-chimiques dans les percolats (centiles 10% - 90 %).

Le pH et l'Eh oscillent dans une gamme relativement proche de celle des eaux souterraines, ce qui a pour conséquence de fournir un potentiel redox (rH) caractéristique de conditions intermédiaires.

Il faut rappeler que tous les percolats que nous avons analysés proviennent de décharges qui ont un âge supérieur à 5 ans pour les plus récentes d'entre elles. Plusieurs études (Ehrig, 1990, Robinson et Gronow, 1993 par ex.) ont montré que dans ce laps de temps la plupart des décharges d'ordures ménagères entrent dans une phase méthanogénique caractérisée notamment par un pH moins acide. Ceci peut expliquer la gamme de variations assez restreinte que nous avons observée.

1.1.2. Les macro-composants

Le terme de macro-composants se réfère aux constituants inorganiques présents à des concentrations élevées dans les eaux polluées et dans les percolats et incluent les anions Cl, HCO₃ et SO₄ et les cations Ca, Mg, K, Na, NH₄, Fe et Mn (Christensen, 1992). Nous y avons ajouté P, Sr, Si, F, NO₃ et NO₂ ainsi que oxygène dissous (O₂), les teneurs de ces paramètres étant généralement exprimées en mg/l.

De façon à mettre en évidence les différences entre percolats et eaux souterraines "naturelles", nous avons reporté les variations de concentrations observées sur nos 40 échantillons et les variations observées sur les eaux du réseau AQUITYP sur un graphique logarithmique (fig. IV.1.2). A droite du graphe figurent la médiane des concentrations des percolats et la médiane des valeurs de la référence AQUITYP. Rappelons que le réseau AQUITYP ne comprend que des eaux à fortes teneurs en oxygène.

Nous pouvons observer que les concentrations en Cl, HCO₃, Na, Mg, K et Mn sont toujours plus grandes dans les percolats que dans les eaux naturelles. Cette différence se traduit par un écart d'au moins une puissance de 10 entre la médiane des eaux souterraines et celle des

percolats. P, NH_4 et NO_2 sont en principe absents des eaux souterraines et présents dans les percolats. Pour les autres macro-composants, à savoir Ca, SO_4 , Si, Sr, NO_3 et Fe, la gamme des variations dans les eaux souterraines et dans les percolats se recouvre tout ou partie. L' O_2 a un comportement inverse des autres macro-composants, sa teneur étant logiquement plus élevée dans les eaux "naturelles" que dans les percolats.

L'amplitude des concentrations est assez similaire dans les eaux et dans les percolats pour l'essentiel des macro-composants. Fe et O_2 et dans une moindre mesure K et Na, présentent un domaine de concentrations beaucoup plus étendu dans les percolats, alors que la situation est inversée pour Sr et F.

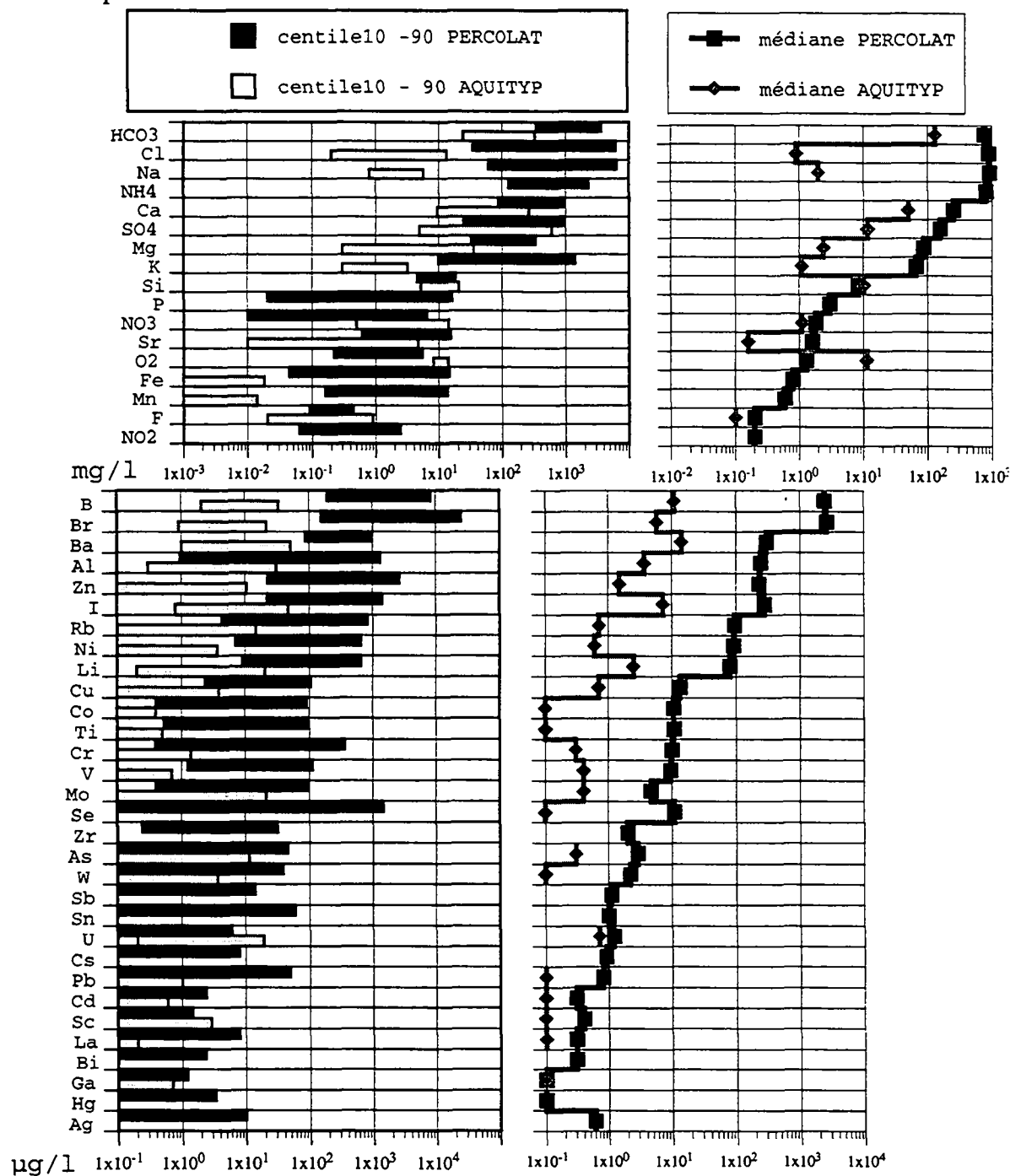


Fig. IV.1.2- Variation des teneurs en composants inorganiques dans les percolats et dans les eaux souterraines du réseau AQUITYP (centile 10% à centile 90%) et médianes des deux groupes respectifs.

1.1.3. Les traces inorganiques

Sur les 50 éléments en traces recherchés systématiquement dans les percolats, 31 ont été détectés à des concentrations dépassant la limite de détection de 0.1 µg/l.

a.) Éléments non détectés

Les éléments qui n'ont pas été détectés sont les suivants:

concentrations < 0,1 µg/l	Au, Be, Ce, Ge, Hf, In, Ir, Nb, Nd, Os, Pd, Pt, Re, Rh, Ru, Ta, Te, Th, Tl, Ac, At, Pa, Pr, Po, Ra, Tc et Y
---------------------------	---

Les traces non détectées sont essentiellement des métaux de transition peu fréquents des deuxième et troisième lignes du tableau périodique, un alcalino-terreux (Be) qui est un réducteur très réactif, 3 alcalino-terreux très rares (Ra, In, Tl), un semi-métal dont le comportement est proche de Si (Ge), 3 non-métaux très rares (Te, Po, At) et enfin des terres rares (Ac, Ce, Pr, Nd, Th, Pa).

b.) Éléments traces non systématiquement présents

Certains éléments ont été décelés ici ou là dans les percolats. Ces traces ont des concentrations médianes comprises entre 0.1 et 1 µg/l. Les teneurs maximales (centile 90) dépassent rarement les 100 µg/l: Ces traces sont présentes dans au moins 1/3 des échantillons:

médianes ≈ 0,1 - 1 µg/l	Ag, Hg, Ga, Bi, La, Sc, Cd, Pb, Cs, U, Sn, Sb.
-------------------------	--

Nous retrouvons des traces métalliques qui appartiennent à la deuxième et troisième ligne du tableau périodique (Cs, Cd, Hg, Sn, Pb) et Sc, 3 non-métaux plutôt rares (Ga, Sb, Bi), et une terre rare (U).

En regardant la figure IV.1.2, nous pouvons remarquer que certaines de ces traces sont absentes des aquifères souterrains "naturels": Ag, Hg, Bi, Cs, Sn et Sb n'ont pas été détectés dans le réseau AQUITYP. La seule présence de ces traces dans les eaux souterraines peut donc constituer une très bonne indication de pollution.

Par contre, nous pouvons observer que U et Sc peuvent être présents à des concentrations plus élevées dans les eaux souterraines que dans les percolats. Par ailleurs Ga a une teneur médiane similaire dans les eaux et dans les percolats.

Parmi ces traces exotiques, il y a 3 "métaux lourds" connus pour leur toxicité: il s'agit de Hg, Cd et Pb.

Les concentrations observées dans les percolats dépassent parfois les limites admises pour ces éléments dans les eaux de boisson, soit 1 µg/l pour Hg, 5 µg/l pour Cd et 50 µg/l pour le Pb (normes CEE ou CH). Les dépassements observés restent toutefois assez faibles et il faut surtout retenir que les médianes de ces éléments restent au-dessous de ces normes.

c.) Eléments traces presque systématiquement présents

Un certain nombre de traces, que nous qualifierons d'accessoires sont très souvent présentes dans les percolats, à des teneurs médianes comprises entre 1 et 50 µg/l. Il s'agit de:

médianes ≈ 1 - 50 µg/l	W, As, Zr, Se, Mo, V, Cr, Ti, Co, Cu.
------------------------	---------------------------------------

Sur ces traces, 8 sont des métaux de transitions et sur ces 8, 6 sont situés dans les colonnes IVB à VIB du tableau périodique (Zr, Ti, V, Cr, Mo, W). Enfin nous retrouvons 2 non-métaux (As et Se).

Les teneurs médianes observées dans les eaux sont d'un facteur 10 inférieures à celles observées dans les percolats et ceci pour tous les éléments.

Zr n'a pas été détecté dans les eaux souterraines d'AQUITYP.

D'autres éléments comme Se, V, Cr, Ti et Co ont des teneurs dans les eaux en général inférieures au centile 10% observées dans les percolats, ce qui en fait potentiellement des indicateurs de pollutions. Par contre W, As et Mo peuvent avoir des teneurs plus élevées dans les eaux que dans le percolat.

Pour la plupart des éléments, les teneurs du centile 90% observées dans les percolats ne dépassent pas les 100 µg/l, sauf pour Cr et Se qui atteignent respectivement des concentrations de 378 µg/l et 1778 µg/l.

Parmi ces éléments accessoires, nous remarquons la présence de trois autres "métaux lourds" posant des problèmes écotoxicologiques: As, Se et Cr. Si nous nous basons à nouveau sur les normes applicables aux eaux de boisson, nous constatons que As est pratiquement toujours en dessous de la limite admissible de 50 µg/l (CEE et CH); par contre Se dépasse la limite de 10 µg/l (CH) et ceci avec un facteur supérieur à 100. La limite de 20 µg/l (CH, 50 µg/l CEE) fixée pour le Cr est aussi largement dépassée (le maximum observé dépasse 800 µg/l). Pour ces éléments, les valeurs médianes restent inférieures aux limites maximales admissibles.

Le Cu est aussi un élément qui figure dans les normes pour les eaux de boisson, mais pour cet élément, les valeurs limites (1500 µg/l CH, 3000 µg/l CEE) ne sont même pas atteintes par le maximum que nous avons observé (600 µg/l). Il faut toutefois rappeler que la limite fixée tient compte des valeurs observées au robinet du consommateur et non pas dans les eaux souterraines.

d.) Les éléments traces principaux

Les traces, que nous désignons comme principales sont presque toujours présentes dans les percolats, à des teneurs médianes supérieures à 50 µg/l. Il s'agit de:

médianes > 50 µg/l	Li, Ni, Rb, I, Zn, Al, Ba, Br, B.
--------------------	-----------------------------------

Sur ces 9 traces, 2 sont des métaux alcalins (Li, Rb), 2 des métaux de transitions de la première ligne du tableau périodique (Ni, Zn), 3 appartiennent aux alcalino-terreux (Ba, B et Al qui s'apparentent à un métal) et enfin, 2 sont des non-métaux.

Tous ces éléments sont présents aussi bien dans les eaux que dans les percolats. Toutefois, pour certains éléments (B, Br, Ba, Zn et Ni) les gammes de concentrations dans les eaux et dans les percolats ne se recouvrent pas: le centile 10% des percolats est plus élevé que le centile 90% des eaux souterraines.

B, Br, Ba, Zn et Ni peuvent donc constituer des indicateurs potentiels de pollutions si leurs concentrations dépassent les teneurs rencontrées dans des eaux souterraines peu influencées par les activités humaines. Il s'agit toutefois d'une règle générale: les maximums absolus mesurés montrent qu'occasionnellement les concentrations des eaux et des percolats se recourent.

Pour Li, Rb et I seules les valeurs extrêmes se recouvrent (90% AQUITYP - 10% percolats), alors que pour Al, les gammes de concentrations sont similaires.

Les centiles 90% observés dans les percolats dépassent dans quelques cas le seuil du mg/l, notamment pour I, Zn, Al, Br et B. Pour ces deux derniers éléments les concentrations peuvent dépasser 10 mg/l.

Parmi les éléments traces principaux contenus dans les percolats, trois d'entre eux posent des problèmes organoleptiques dans les eaux de boissons et font l'objet de normes: Al, Zn et Ni. Les valeurs limites pour les eaux de boissons sont dépassées par les concentrations médianes mesurées pour Al et Ni (limites à respectivement 200 µg/l et 50 µg/l). Les concentrations observées en Zn ne dépassent pas la valeur de 5000 µg/l fixée par la CEE et la Suisse (limites fixées sur les mêmes bases que le Cu et non représentatives de teneurs d'origine géogène).

B, Br et Ba qui sont les trois principaux éléments traces des percolats ne semblent pas poser de problème pour la santé (OMS, 1986). Des effets pour l'écosystème ne sont par contre pas exclus, mais à des concentrations élevées.

Meinck et al (1977, p. 741) mentionnent que 20 mg Br /l entraînent la mort de certains poissons, mais seule la forme active du Br (Br₂) ou certaines formes organiques peuvent présenter une toxicité. C'est pourquoi l'ODEU fixe une limite de 0,1 mg Br₂ /l pour le déversement dans les cours d'eau. Pour le Ba, la toxicité sur les poissons a été observée à

partir d'une concentration de 200 à 500 mg/l suivant sous quelle forme il se trouve (Ba Cl₂ ou Ba NO₃).

e.) Le tritium

Le tritium peut constituer un marqueur potentiel puisqu'il est souvent présent à des teneurs bien supérieures aux teneurs naturelles des eaux souterraines mesurées actuellement à ≈ 20 UT. Il faut toutefois remarquer qu'il n'est pas toujours présent ou que le seuil mesuré est relativement bas, ce qui rend sa détection difficile dans les aquifères (cas des décharges de Turin par exemple).

Ces mesures rejoignent les observations faites récemment par Robinson et Gronow (1995) dans des percolats de décharges anglaises, par Tazioli (1996) dans des percolats en Italie ou par Hotzl et Werner (1992) dans des percolats de décharges en Autriche.

1.1.4. Comparaison avec quelques références de la littérature

Pour connaître la représentativité de notre échantillonnage, nous avons comparé nos résultats avec des compilations d'analyses de percolats publiées récemment par 4 auteurs (fig.IV.1.4).

a.) Les données de la littérature

Nous avons choisi les études d'Ehrig (1990), de Robinson et Gronow (1993 et 1995) et de Gomez et al (1995) car elles portent sur des décharges européennes plus ou moins de même nature que celles que nous avons échantillonnées, qu'elles concernent un nombre assez restreint d'échantillons (moins de 50) et une gamme relativement étendue de traces inorganiques.

auteurs	pays	nombre d'échantillons	âge des sites	types de site
Ehrig	D	12	> 10	DU, DU+
Fetter	USA	> 100	> 5 (?)	DU, DU+, DS
Robinson et Gronow	UK	29	> 5 (méthanogénique)	DU, DU+
Gomez et al	E	7	3 - 8	DU, DU+
Looser	CH, F, I	40	> 5	DU, DU+, DS, DR

Tab. IV.1.3- Caractéristiques principales concernant la nature des échantillons de 5 études différentes.

L'étude de Fetter (1992) est par contre passablement différente de la nôtre, puisqu'elle a porté sur un très large échantillonnage (>100) de décharges de l'état du Wisconsin (USA). Cette dernière compilation présente par contre le plus large inventaire de traces inorganiques que nous ayons trouvé dans la littérature. Les principales caractéristiques de l'échantillonnage effectué par ces auteurs sont résumées dans le tab. IV.1.3.

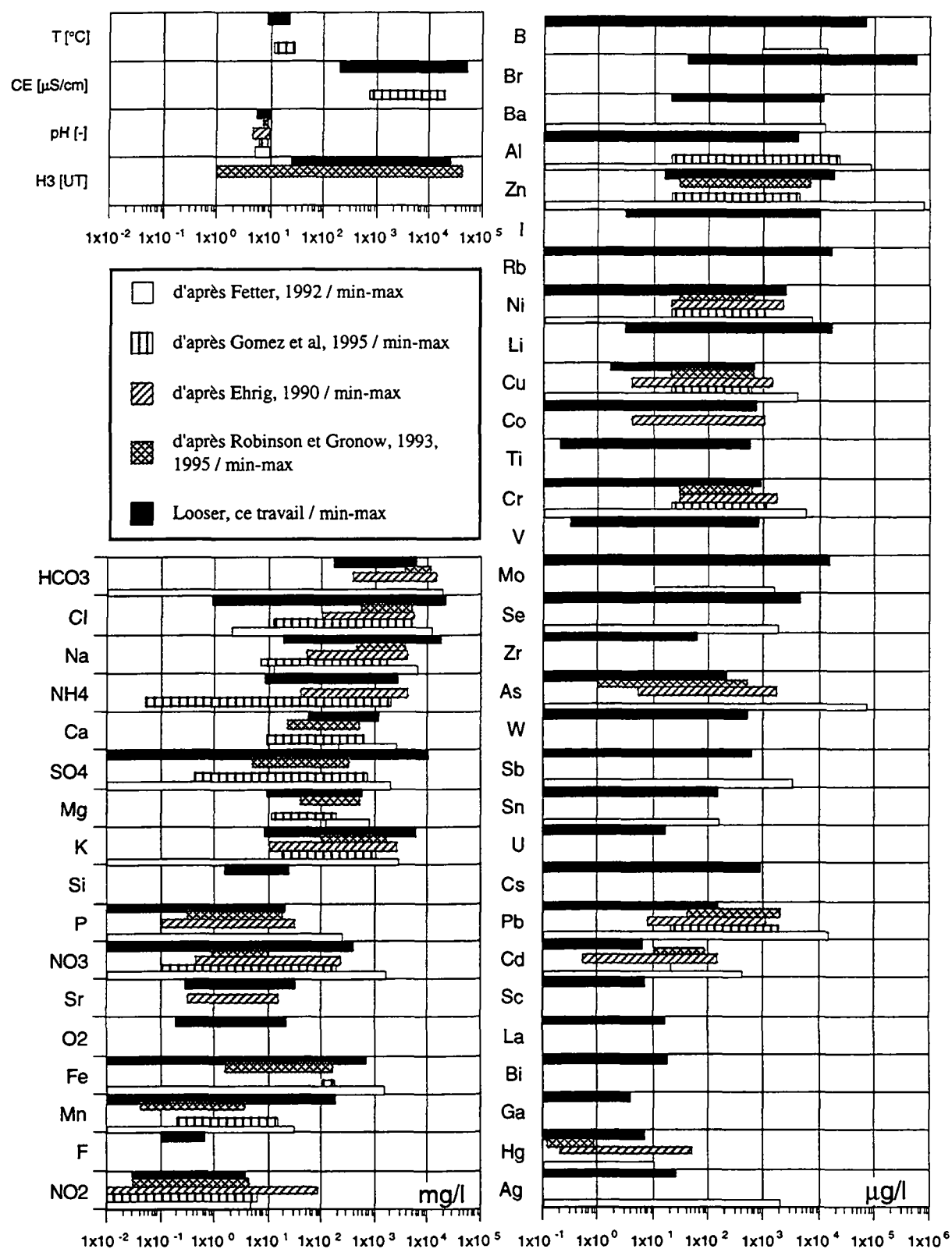


Fig. IV.1.4- Comparaison des résultats d'analyses des percolats (min-max) provenant de 5 études différentes.

b.) Comparaison entre les études

Pour effectuer cette comparaison, nous avons pris les valeurs minimum et maximum observées par les différents auteurs (fig.IV.1.4).

Macro-composants et paramètres physico-chimiques

En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques et les macro-composants, nous observons une assez bonne corrélation pour les valeurs maximales observées par tous les auteurs.

Les valeurs minimales mesurées varient par contre beaucoup d'un auteur à l'autre, en partie en raison des limites de détection des instruments employés (notamment chez Gomez et al), mais surtout à cause des critères de choix des échantillons de percolats et du nombre d'échantillons.

Ainsi Robinson et Gronow n'ont considéré que les percolats ayant des teneurs en chlorures supérieures à 500 mg/l, ce qui explique qu'ils aient une fourchette de concentrations très étroite, contrairement à notre étude qui prend en compte les eaux de percolation peu chargées provenant des décharges rurales.

Fetter a aussi un minimum qui équivaut souvent au seuil de détection en raison du très grand nombre d'échantillons compilés.

Traces inorganiques

En ce qui concerne les traces, nous remarquons que hormis Fetter, les autres auteurs se sont limités à l'analyse des "métaux lourds" et des traces présentant une certaine toxicité, soit Zn, Ni, Cu, Cr, As, Pb, Cd et éventuellement Hg, As, Co et Al.

Il peut paraître étonnant de constater qu'une des traces principales, à savoir Br, n'a été analysée par aucun des 4 auteurs cités. Par ailleurs une revue bibliographique de plusieurs dizaines d'auteurs ne m'a pas permis de trouver des analyses de ce paramètre qui est pourtant très souvent cité comme exemple de marqueur conservateur des pollutions de décharge! La même remarque est valable en partie pour Ba et B, les deux autres principales traces présentes dans les percolats. Ceci tient au fait que ces éléments, surtout le Br, étaient particulièrement difficiles à analyser avant l'apparition de l'ICP-MS.

Ceci mis à part, les concentrations maximales des traces observées dans les percolats sont très proches d'une étude à l'autre. Nous observons toutefois des concentrations maximales plus basses d'un facteur 10 dans nos échantillons pour Pb, Cd et dans une moindre mesure As et Hg. Les concentrations mentionnées par Fetter sont toujours plus importantes que celles que nous avons observées dans cette étude, mais compte tenu du nombre important d'analyses compilées par Fetter ce n'est pas trop surprenant.

Pour les teneurs minimales observées, la même remarque que pour les macro-composants est valable.

Cette comparaison nous montre que notre échantillonnage est suffisamment représentatif pour permettre une généralisation des observations et mesures que nous avons effectuées.

1.2. Caractérisation des percolats en fonction de leur provenance

Lors de l'évaluation des risques présentés par un site de décharge, il peut être intéressant de savoir s'il a accueilli des quantités significatives de déchets spéciaux. Toutefois, avant de tenter de caractériser les percolats en fonction de leur provenance, il nous faut revenir sur quelques définitions concernant la nature des déchets.

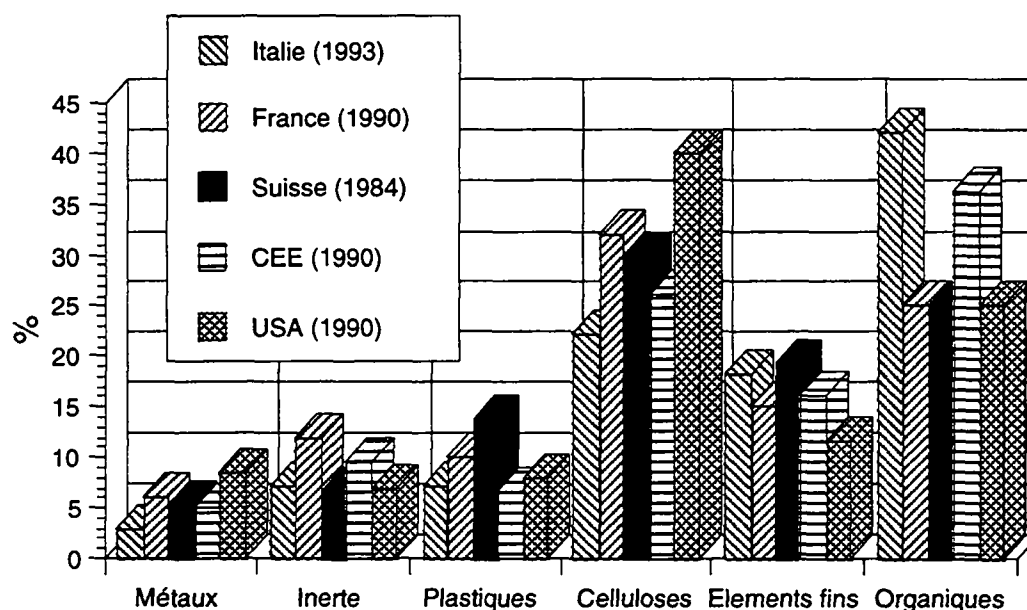
1.2.1. Nature des déchets, définitions et principales caractéristiques

Dans le chapitre III consacré à la description des sites échantillonnés, nous avons fourni quelques diagrammes et tableaux montrant la composition des deux principaux groupes de déchets: les déchets urbains (DU) et les déchets spéciaux (DS).

a.) Déchets urbains

On entend par déchets urbains ("Siedlungabfälle" en allemand) les déchets produits par les ménages ainsi que les autres déchets de composition analogue. Cette définition tirée de l'ordonnance suisse sur le traitement des déchets (1990) correspond à ce que les Français appellent "déchets ménagers" (Ricour et Lallemand-Barrès, 1994), les italiens "rifiuti solidi urbani", les Anglo-Saxons "domestic refuse" ou "domestic waste" pour les Américains.

Les ordures ménagères qui constituent l'essentiel du volume des déchets urbains peuvent présenter quelques variations de composition d'un pays à l'autre (tab.IV.1.5), notamment en ce qui concerne les teneurs en organiques (déchets de cuisines) et en celluloses (papiers, cartons, bois et textiles).



Tab. IV.1.5- Composition des OM dans trois pays d'Europe et compilation pour la CEE et les USA..

D'autres différences peuvent avoir lieu en ce qui concerne les "assimilés", cette notion ayant évolué au cours du temps. Ainsi avant 1990, en Suisse, les déchets encombrants, les déchets de démolition et les déchets verts étaient souvent mélangés aux OM. Depuis l'entrée en vigueur de l'OTD, ces déchets doivent être triés et revalorisés (compostage des déchets verts, recyclage des matériaux).

Les mâchefers provenant des usines d'incinération d'OM, les boues de STEP décantées et des déchets de chantier non triés sont assimilés aux déchets urbains aussi bien en Suisse que dans les pays européens.

De nombreuses études ont été réalisées concernant la composition des résidus de l'incinération, elles portent toutefois essentiellement sur les métaux lourds car il s'agit de vérifier que leur composition corresponde aux normes de mise en décharges (par exemple norme OTD pour la Suisse). Ainsi l'étude réalisée à la demande du Département des Travaux publics du canton de Genève (1992) a porté sur l'analyse des anions et cations principaux, du carbone et de Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Hg et V (tab.IV.1.6).

Ces tests en colonne montrent que le mâchefer seul fournit des teneurs très faibles en Cd, Cu et Mn. Seul le Zn est présent en quantité très importante.

Les cendres volantes sont par contre une source importante de pratiquement tous les métaux. Seuls Cr, Fe, V et Sn ne sont pas détectés dans le lixiviat.

Ces produits d'incinération illustrent en partie ce que les ordures ménagères peuvent fournir comme métaux. Parmi ceux analysés, nous retiendrons surtout la présence de Fe, Mn et Zn dans les mâchefers ainsi que de Cu et Cd qui apparaissent aussi dans le mélange cendre et mâchefers.

Eléments	Cendres seules	Mâchefers + cendres	Mâchefers seuls
Al (mg/l)	0.80	<0.2	<0.2
Cd (mg/l)	3.22	0.08	<0.02
Cu (mg/l)	1.91	0.5	<0.09
Cr (mg/l)	<0.1	<0.1	<0.1
Fe (mg/l)	<0.12	<0.12	0.10
Mn (mg/l)	0.86	0.57	0.46
Ni (mg/l)	0.23	<0.15	<0.15
Pb (mg/l)	1.65	<0.5	<0.5
V (mg/l)	<0.5	<0.5	<0.5
Zn (mg/l)	53.9	11.44	2.73
Hg (µg/l)	1.75	<1	<1
Sn (µg/l)	<10	<10	<10

Tab.IV.1.6- Lixiviation en colonne selon le test OTD effectué sur des mâchefers et des cendres d'électrofiltres, compilation de deux analyses sur échantillons bruts. (DTP Genève, 1992).

b.) Déchets spéciaux

La notion de déchets spéciaux ("Sonderabfälle" en allemand) désigne intuitivement un ensemble de produits liés à des processus de production spécifiques et qui sont en principe nocifs pour l'homme ou l'environnement. Cette notion est souvent désignée en anglais par le terme américain de "hazardous waste".

Dans la pratique, ce terme se réfère à une liste aussi exhaustive que possible de produits et sous-produits de l'industrie, de l'artisanat, de l'agriculture et des ménages. En Suisse il s'agit de l'Ordonnance du 12 novembre 1986 sur les mouvements de déchets spéciaux (ODS), pour les pays de la CEE, de la directive 78/319 EEC de 1978 sur les déchets toxiques et dangereux.

Ces listes sont établies sur la bases de divers risques: toxicité aiguë ou latente, type de produit (gaz, liquide, solide), inflammabilité, explosivité. Tous ces critères de classification créent parfois des confusions, chaque pays ayant adapté sa propre liste en fonction de sa propre définition du terme "déchets spéciaux". Il arrive ainsi qu'un même produit soit considéré comme "spécial" au sein d'un pays et "non spécial" dans un autre (Finnecy, 1988).

L'ODS, ainsi que "l'enquête sur les déchets spéciaux en Suisse" conduite par l'OFEFP en 1987 ont défini 9 groupes de déchets spéciaux (tab.IV.1.7).

groupes de déchets spéciaux selon l'ODS (1986)	exemples de déchets (non exhaustif)	volumes produits en CH (t/an)
A/ liquides inorganiques toxiques et agressifs	bains de décapage acides avec Cu, bains de décapage ammoniacaux, acides, solutions alcalines avec du cyanure	34'000
B/ boues inorganiques	épuration des effluents gazeux des usines d'incinération	11'000
C/ matière solide et poussière inorganique	sels de trempe, cendres d'électrofiltre, mâchefers contenant du sel et de l'Al	40'000
D/ Piles, accumulateurs, lampes	piles alcalines au Mn, piles charbon-Zn, piles à l'oxyde de Hg-Zn, accumulateurs Ni-Cd, accumulateurs au Pb, tubes fluorescents	18'500
E/ liquides organiques, déchets boueux ou solides à pouvoir calorifique élevé	solvants halogénés, résidus de distillation du nettoyage chimique, huiles moteur, huiles et graisses comestibles, émulsion de polissage, vernis et peintures	130'000
F/ liquides aqueux contenant des hydrocarbures	huiles de coupe et d'emboutissage, émulsion de refroidissement, boues de séparateur d'huiles	68'000
G/ condensateurs et transformateurs avec PCB		725
H/ divers (collectes des toxiques, emballages)	petits récipients avec produits chimiques, matériaux de filtrations et emballages souillés	5'000
I/ terre souillée, boues de curage des dépotoirs des routes	terre souillée par de l'huile ou des produits chimiques	75'000

Tab. IV.1.7- Groupes de déchets spéciaux selon l'Ordonnance suisse sur le mouvement des déchets spéciaux (ODS - 1986).

Zanetti et Genon (1995) ont analysé un certain nombre de déchets industriels mis en décharges à Barricalla. Ces analyses montrent que tous les résidus contiennent des quantités importantes de Pb et Cu (tab.IV.1.8).

mg/kg	Résidus de peintures	cen- dres d'électrofiltres	résidus de l'industrie électronique	résidus ind.chimique et pharmaceutique	résidus ind. pharmaceutique	Cendres et résidus métalliques
Cr		240	5400			1669
Al	26107	30840				131542
Cd	186	186	<1	15	<0.5	141
Fe	21946	9540				229075
Mn	40604	278				15947
Hg	2.3	7	<0.5	<0.5		
Ni	591	130	<1			187
Pb	4387	5840	22580	2800	<0.5	55639
Cu	3510	780	9150	1200	8.2	3407
Zn	7993	5870	25			28678

Tab.IV.1.8- Analyses de quelques déchets industriels (Zanetti et Genon, 1995).

Les résidus de peintures, cendres d'électrofiltre et cendres et résidus métalliques contiennent encore des quantités très importantes en Al, Cd, Fe, Mn, Ni et Zn. Des tests effectués en batch et colonnes ont montré que les résidus de peintures peuvent relâcher jusqu'à 50 mg / l de Ni, alors que les autres produits en libèrent 5 à 10 fois moins. Le Cu est par contre surtout mis en solution dans les résidus de l'industrie électronique et les cendres et résidus métalliques (env. 15 mg Cu / l).

1.2.2. Distinction des percolats - tour d'horizon dans la littérature

Quelques auteurs (Alker et al, 1995, Finney, 1988, Clément, 1995) ont tenté de distinguer les percolats de décharges industrielles, urbaines et mixtes (en anglais "co-disposal", désignées aussi sous le terme de "sanitary landfill" par certains auteurs).

Il faut bien constater que le résultat des comparaisons basées sur les métaux en traces les plus courants (Pb, Cu, Zn, Fe, Cr, Mg, Cd) ou sur les macro-composants ne sont pas très probants.

Finney (1988) en profite pour justifier la politique anglaise du "co-disposal" en arguant du fait que comme il n'est pas possible de distinguer les percolats de décharges urbaines et les percolats de décharges mixtes ("co-disposal"), un site qui est jugé adéquat pour recevoir des déchets urbains, l'est aussi pour recevoir des déchets mixtes.

Cossu et Serra, (1990) qui se basent sur des essais réalisés en laboratoire ainsi que sur des mesures temporelles sur des sites existants indiquent que la pratique du "co-disposal" présente deux problèmes majeurs:

- il provoque l'inhibition de la dégradation biologique des ordures ménagères en raison de la présence de substances toxiques.

- l'émission des substances toxiques dans les percolats est plus importante que lors de dépôts d'OM seules.

Ces phénomènes observés à partir de suivis temporels sont difficiles à mettre en évidence en comparant des données ponctuelles provenant de sites différents, comme a tenté de le faire Finnecy par exemple, ceci pour plusieurs raisons:

- la variation de la qualité des percolats est très importante d'un site à l'autre et ceci pour une même catégorie de décharges (voir par exemple Gomez et al, 1995 ou Johanssen et Carlson, 1976 ou nos propre sites). Ces variations sont dues notamment à la variabilité de la nature des déchets.

- la qualité d'un percolat varie grandement au cours du temps, comme l'ont montré de nombreux auteurs (par exemple, Christensen, 1989 ou Ehrig, 1990). Cette variation est liée d'une part aux conditions hydrologiques saisonnières et d'autre part, sur le long terme, aux changements des conditions bio chimiques qui ont lieu dans la décharge (Baccini et al, 1987, Belevi et Baccini 1992).

- la gestion du site et de la mise en dépôts des déchets peut fortement influencer la qualité du percolat (par exemple Hollingshead et al, 1988).

- enfin, peu d'études portent sur les déchets spéciaux, alors que les percolats de décharges urbaines sont couramment analysés. Ceci est dû au nombre restreint de ces décharges mais aussi à la spécificité de certains dépôts industriels (par exemple dépôts de céramiques étudiés par Capuano et Lazzarretti, 1996).

Cette constatation a d'ailleurs amené la réflexion suivante aux auteurs d'une étude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge des déchets industriels:

«Ou les producteurs de déchets toxiques et dangereux conscients des dangers que ces déchets représentent, n'ont pas attendu les chercheurs pour chercher et trouver un mode de traitement satisfaisant et autorisé et ce sans publicité, ou ces déchets toxiques et dangereux ne le sont, pour la plupart, que de réputation» (Ministère français de l'environnement, 1986).

En conclusion de ce tour d'horizon, il apparaît que la distinction entre déchets de nature différentes doit passer par la recherche d'éléments caractéristiques, par exemple des déchets spéciaux, en évitant de baser la distinction uniquement sur des différences de concentrations d'éléments présents dans plusieurs groupes de déchets.

Cette stratégie préfigure d'ailleurs la recherche d'éléments marqueurs de contaminations dans les eaux souterraines.

1.2.3. Percolats de décharges pour déchets spéciaux

Afin de mettre en évidence les particularités éventuelles des déchets spéciaux par rapport aux déchets urbains s.s., nous avons comparé les échantillons de ces deux groupes respectifs.

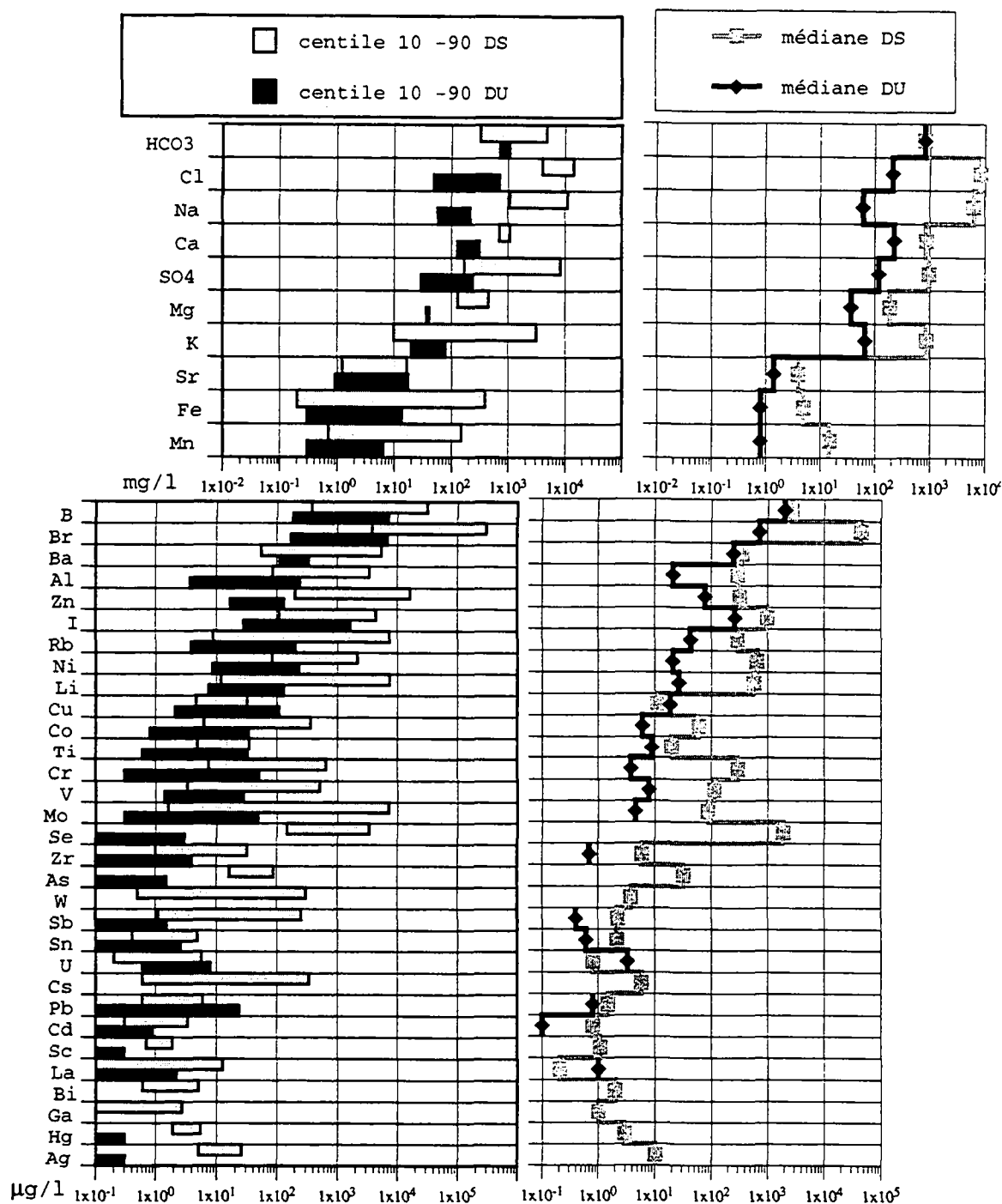


Fig. IV.1.9- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges de déchets spéciaux (DS) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).

La représentativité des percolats provenant de décharges pour DS est assez bonne, puisqu'il s'agit de 7 échantillons provenant de 3 sites qui ont accueilli un large spectre de déchets spéciaux (BON, KOL et BAR).

Pour les décharges urbaines, nous avons exclu d'entrée les sites où nous savions que des déchets spéciaux avaient été déversés en quantités importantes (> 10% du volume de la décharge).

Les 10 échantillons retenus proviennent de 6 sites de déchets urbains et assimilés qui ne contiennent en principe pas de déchets spéciaux.

a.) Les macro-composants

Certains composants ont dû être exclus en raison du nombre insuffisant d'analyses. Nous observons que pour les autres éléments les concentrations sont plus élevées dans les percolats des DS que pour ceux des DU. Na et Cl ont des différences de concentrations médianes suffisamment significatives pour pouvoir permettre de caractériser les DS.

b.) Les traces inorganiques

Le graphique des médianes de la figure IV.1.9 fait apparaître l'absence de 9 éléments dans les percolats de DU.

Se, As, W, Cs, Sc, Bi, Ga, Hg et Ag ont en effet une médiane inférieure à 0.1 µg/l dans les percolats de déchets urbains, alors que pour ces mêmes éléments la médiane atteint plus de 10 µg/l dans les percolats de déchets spéciaux.

Certains de ces éléments avait déjà été identifiés comme étant caractéristiques des DS lors d'une compilation des résultats partiels (Looser et Soldi, 1996).

Si nous nous intéressons aux variations de concentrations, nous pouvons remarquer que certains de ces éléments, Ag, Hg, Sc, As et Se, sont parfois présents dans les percolats de DU, mais à des teneurs inférieures d'un facteur 10 par rapport aux percolats de DS. Nous pouvons aussi noter que les plages de concentrations ne se recouvrent pas entre les deux types de percolats.

Le Se se distingue nettement avec des teneurs voisines de 1000 µg/l dans les percolats de DS.

Quatre autres éléments, Br, Zn, Ni et Sb, montrent des différences significatives dans les percolats de DS, même s'ils sont aussi présents dans les percolats de DU.

Les autres éléments et notamment les métaux utilisés classiquement (hormis Zn) sont présents dans les deux types de percolats à des teneurs assez élevées et dans des plages de concentrations qui se recoupent largement, même si les médianes peuvent être distinctes d'un facteur supérieur à 10 (cas de Cr).

Un des dénominateurs communs à ces éléments est leur présence sous forme de traces dans les alliages, dans certains métaux et dans les peintures, l'autre étant leur usage courant dans l'industrie électronique.

As, Se, Sb et Bi sont très souvent associés dans des alliages non ferreux (Merian, 1990, Fergusson, 1989).

Le Zn contient des impuretés en Ga, Bi et Ag (Hargreaves et Fromson, 1982), W est utilisé dans les alliages spéciaux jusqu'à des teneurs de 15 à 20%.

Se, Bi et Ni sont présents dans le Cu sous forme d'impuretés ou en alliage. Ni et Se sont aussi utilisés comme pigments dans les peintures ou les matériaux tels que le verre ou les plastiques.

Hg est très employé en électronique (contact) et dans les piles. Une de ses principales utilisations reste toutefois les amalgames dentaires.

Si l'on se penche sur la l'analyse des déchets spéciaux mis en dépôts à Baricalla (Tab.IV.1.8, tiré de Zanetti et Genon, 1996) la présence de ces éléments est à rechercher dans les cendres et résidus de métaux, résidus de l'industrie électronique et les résidus de décapage des peintures et les cendres d'électrofiltres.

Notons aussi que ces déchets se trouvent sous forme de boues ou de liquides contenant en général des solvants. Ces facteurs contribuent certainement à rendre les éléments plus mobiles que dans un matériel tel qu'un alliage ou une peinture par exemple. Ceci permet d'expliquer que nous n'observons pas plus souvent la présence de ces éléments dans les percolats d'OM.

Trois autres traces présentent un comportement particulier: Cu, U et La ont en effet des concentrations médianes plus élevées dans les percolats de DU que dans ceux de DS. Ces trois éléments pourraient donc être caractéristiques des ordures ménagères.

1.2.4. Percolats de décharges rurales

L'autre groupe de décharges que nous avons distingué est constitué des décharges rurales.

Comme nous l'avons vu ces sites contiennent moins d'ordures ménagères que les décharges urbaines et beaucoup plus de matériaux "inertes" (gravats, ferrailles, ...).

Nous avons donc effectué une comparaison entre les percolats de décharges urbaines (DU) qui nous servent de référence et les percolats de décharges rurales (DR) qui sont au nombre de 8 (fig.IV.1.10).

a.) Les macro-composants

Seuls Cl, Sr, Fe et Mn ont été analysés en nombre suffisant dans les eaux de percolation des décharges.

Pour ces éléments, nous pouvons constater que les concentrations en Fe, Mn et dans une moindre mesure en Cl sont inférieures d'environ un facteur 10 dans les eaux provenant des décharges rurales.

b.) Les traces inorganiques

En ce qui concerne les traces inorganiques, il faut rappeler que les sites de BON et KOL présentent des anomalies typiques des déchets spéciaux. Ces anomalies ressortent dans le graphique centiles 10 - 90 % de la figure IV.1.9, mais n'influencent pas significativement la médiane, hormis peut-être pour W.

Si nous nous basons sur les valeurs médianes, nous pouvons constater que le spectre des traces présentes dans le percolat de DU et dans le percolat de DR est identique à trois exceptions près: Cd et Sn sont absent des percolats de décharges rurales, alors que W y est présent, mais est absent des percolats de DU.

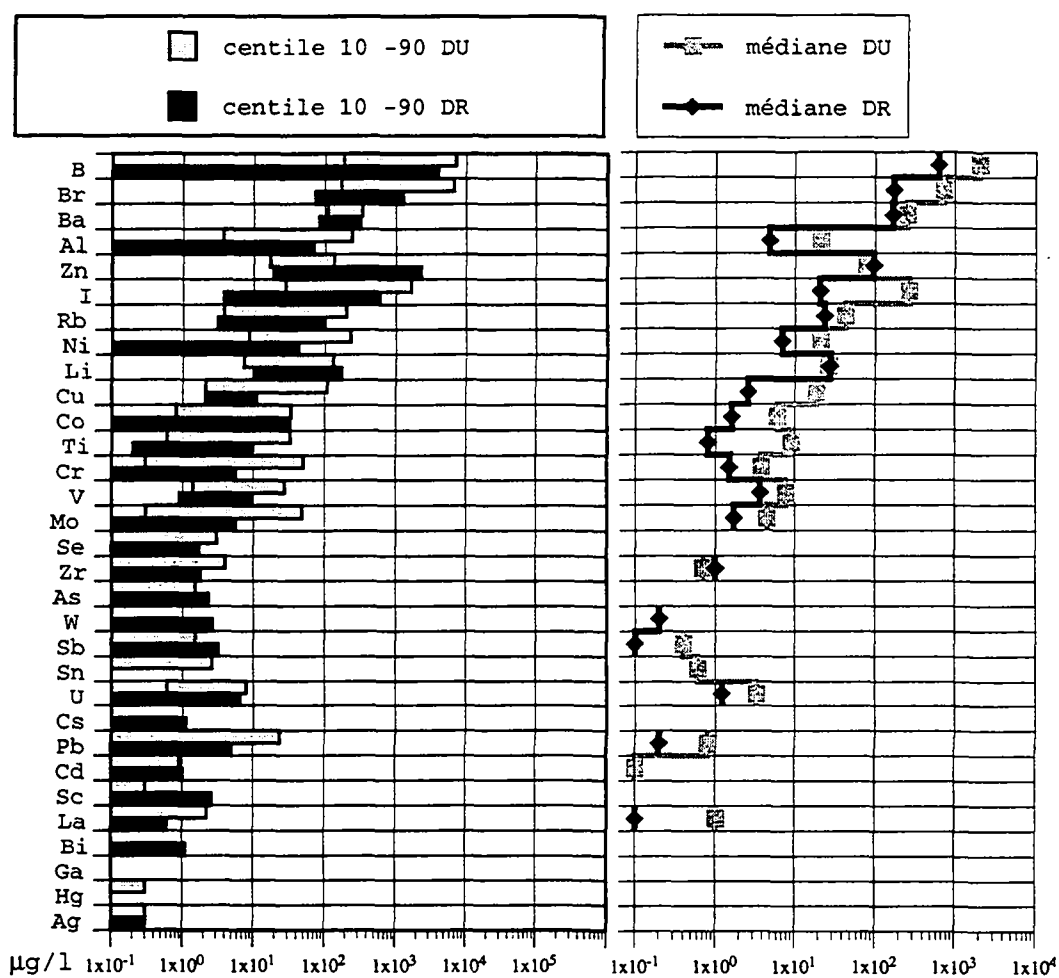


Fig. IV.1.10- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges rurales (DR) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).

Compte tenu du petit échantillonnage de DR, l'absence de Sn et Cd peut s'expliquer par un simple effet de dilution, ces deux traces ayant des concentrations médianes proches de la Id. La présence de W est liée essentiellement aux trois sites influencés par des déchets spéciaux (BON-3, 14 et SOT-3), ainsi qu'au site de TRE.

Les autres éléments présents dans les percolats de DR ont généralement des concentrations médianes inférieures à celles mesurées dans les DU, la différence étant comprise entre un

facteur 5 et 10. Seuls Zn et Li font exception en ayant des teneurs médianes plus élevées dans les percolats de DR. Ces deux éléments sont vraisemblablement liés aux matériaux de démolition qui se trouvent souvent en proportions importantes dans les DR (le Li est présent dans les céramiques et les briques).

Nous observons encore que quatre éléments ont une gamme très étendue dans les percolats de DR: B, Al, Ni et Co. La gamme de concentrations oscille entre la ld et un peu plus de 10 µg/l pour Co, Ni et Al, et entre la ld et plus de 1000 µg/l pour B. L'effet de dilution seul ne peut expliquer une pareille variation, et il faut en rechercher la cause plutôt dans les diverses proportions de déchets que l'on rencontre dans les DR. A cet égard, les ordures ménagères pourraient être un des principaux types de déchets à l'origine de ces variations.

B peut être lié aux matériaux de démolitions, mais peut aussi résulter de la combustion des déchets (Merian, 1990), le brûlage étant une pratique autrefois courante sur ce genre de sites. Al et Ni sont tous deux présents dans les ordures ménagères, comme le montre l'analyse des mâchefers et des cendres d'électrofiltres. Co est présent dans les alliages d'aluminium et les pigments de peintures, ce qui explique son lien avec Al et Ni. Cu, U et La qui pourraient aussi être liés aux ordures ménagères sont présents en concentrations plus faibles dans les percolats de DR que dans ceux de DU

1.2.5. Percolats de décharges mixtes

Nous disposons d'un échantillonnage assez important de décharges d'ordures ménagères contenant des proportions non négligeables de déchets spéciaux (DU+). Nous avons donc confronté leurs percolats avec les percolats des décharges urbaines pour vérifier nos déductions concernant les traces typiques liées aux déchets spéciaux.

a.) Macro-composants

En ce qui concerne les macro-composants principaux, nous pouvons constater que les teneurs sont très proches dans les deux types de percolats (DU et DU+), seuls K, Na et Cl présentent une légère augmentation avec la présence des déchets spéciaux. Ceci rejoint les observations des auteurs déjà cités.

b.) Les traces inorganiques

Du point de vue des traces, si nous regardons le bas de fig. IV.1.11, nous constatons que les éléments indicateurs de déchets spéciaux sont présents dans environ 1/3 des échantillons. Ag, Hg, Sc, As et Se ont des teneurs médianes supérieures à la ld, alors que Ga, Bi, Cs et W ont une teneur médiane au-dessous de cette limite.

Nous remarquons encore que As, Cr, Ti et Sn peuvent avoir des concentrations plus élevées dans les percolats de décharges mixtes que dans les décharges de déchets spéciaux. Ceci pourrait rejoindre les observations que Cossu et Serra ont faites à propos de l'augmentation des

émissions toxiques dans les dépôts mixtes (voir chap. IV.1.2.2). Ceci explique aussi les teneurs médianes sensiblement plus élevées que l'on observe dans les percolats de décharge mixte (facteur de 5 à 10).

Cette comparaison montre qu'il est possible d'identifier la présence de quantités significatives de déchets spéciaux mélangés à des déchets urbains. Lors de l'étude des cas, nous avons pu constater que pour ces sites mixtes, la part de déchets spéciaux atteint environ 10 % du volume total.

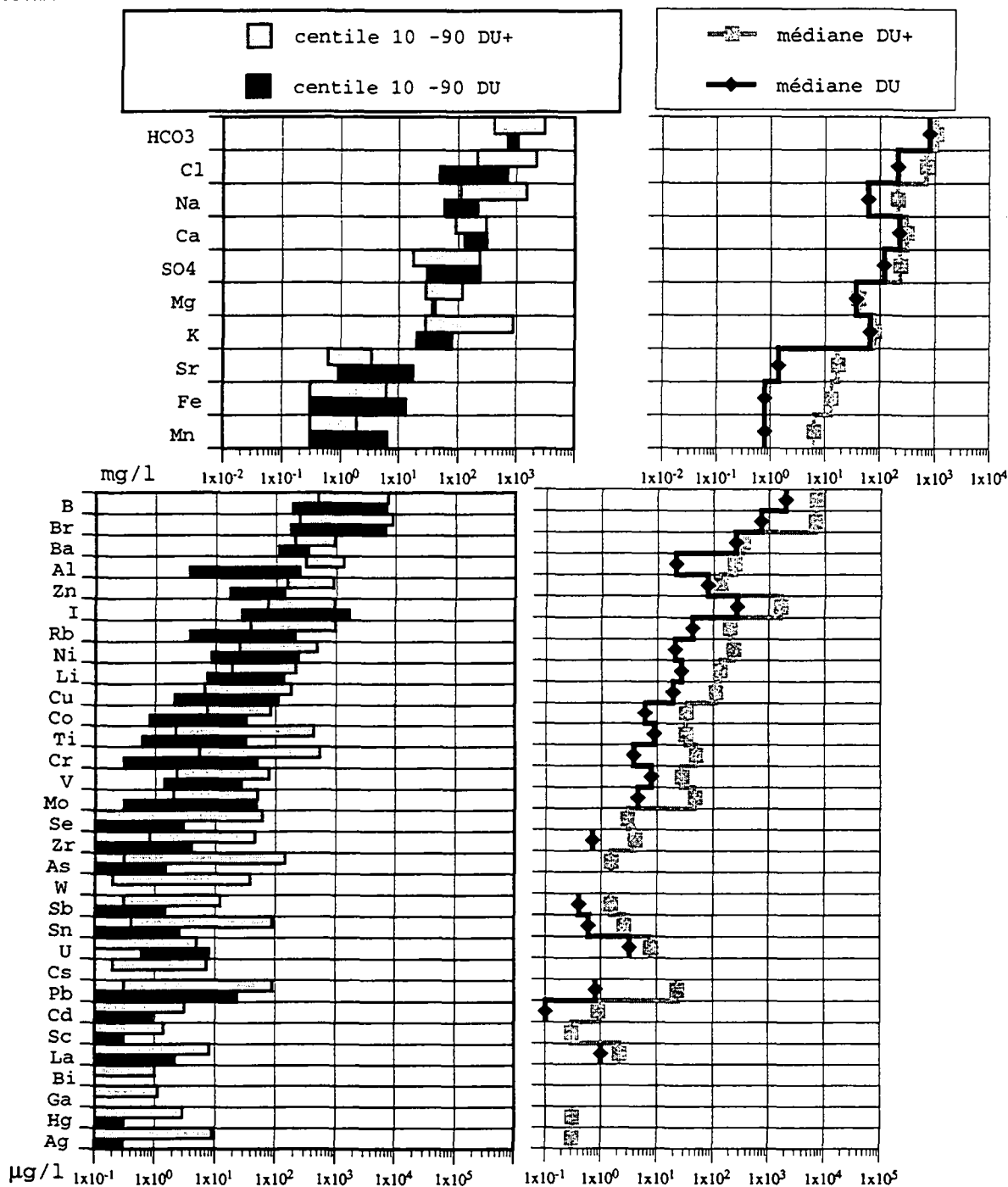


Fig. IV.1.11- Comparaison des compositions entre les percolats de décharges mixtes (DU+) et les percolats de décharges urbaines s.s. (DU).

1.2.6. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les percolats

L'analyse des percolats nous a permis de recenser les traces inorganiques qu'ils contiennent. Trois groupes ont été distingués:

a.) Inventaire des traces

- Les éléments traces non systématiquement présents ont parfois été décelés dans les percolats et ont des concentrations médianes comprises entre 0.1 et 1 $\mu\text{g/l}$. Les teneurs maximales (centile 90) dépassent rarement les 100 $\mu\text{g/l}$: Ces traces sont présentes dans au moins 1/3 des échantillons.
- Les éléments traces accessoires sont très souvent présents dans les percolats, à des teneurs médianes comprises entre 1 et 50 $\mu\text{g/l}$.
- Les éléments traces principaux sont presque toujours présents dans les percolats, à des teneurs médianes supérieures à 50 $\mu\text{g/l}$.

<u>Eléments traces non systématiquement présents</u> médianes $\approx 0,1 - 1 \mu\text{g/l}$	Ag, Hg, Ga, Bi, La, Sc, Cd, Pb, Cs, U, Sn, Sb, Zr
<u>Eléments traces accessoires</u> médianes $\approx 1 - 50 \mu\text{g/l}$	W, As, Zr, Se, Mo, V, Cr, Ti, Co, Cu
<u>Eléments traces principaux</u> médianes $> 50 \mu\text{g/l}$	Li, Ni, Rb, I, Zn, Al, Ba, Br, B

Tab.IV.1.12- Inventaire des traces inorganiques présentes dans les percolats. En gras indicateur de déchets spéciaux, souligné forte présence dans les ordures ménagères, italique: forte présence dans les déchets de démolition.

b.) Indicateurs du type de déchets

Nous avons montré qu'un certain nombre de traces sont liés spécifiquement aux percolats provenant des déchets spéciaux. Nous avons aussi pu vérifier que ces éléments permettent de déceler la présence des déchets spéciaux mélangés aux ordures ménagères.

Eléments traces typiques des déchets spéciaux	Ag, Hg, Ga, Bi, Sc, Cs, W, As, Se
Eléments traces typiques des ordures ménagères	Co, Cu, Ni, Al
Eléments traces typiques des déchets de démolitions	<i>Li, Zn,</i>

Tab.IV.1.13- Indicateurs de déchets spéciaux, ainsi qu'éléments en fortes concentrations dans les ordures ménagères et dans les déchets de démolition en l'absence de déchets spéciaux.

Ces traces inorganiques constituent donc des indicateurs typiques de ces déchets. Elles sont surtout liées aux résidus métalliques dans lesquels elles se trouvent en général sous forme d'impuretés (As, W, Cs, Sc, Bi, Ga). D'autres sont plutôt liées à des activités de l'industrie électronique et de la galvanoplastie (Se, Hg, Ag).

La caractérisation des ordures ménagères et assimilées est plus difficile. Il semble malgré tout que certaines traces fournissent quelques indications. Ces traces semblent être liées à la combustion des déchets (B) ou aux alliages d'Al et de Cu et pigments de peintures (Ni, Al, Co) ou encore dans les ampoules électriques (U et La), (tab.IV.1.13).

Enfin, Zn et Li semblent surtout liés aux déchets de démolition.

La Fig.IV.1.14 montre que les indicateurs de déchets spéciaux, ici As, Se, W et Bi, permettent une bonne distinction même en cas de mélange de déchets, contrairement aux autres éléments, comme par exemple Co, Cu ou Al et Ni utilisés ici.

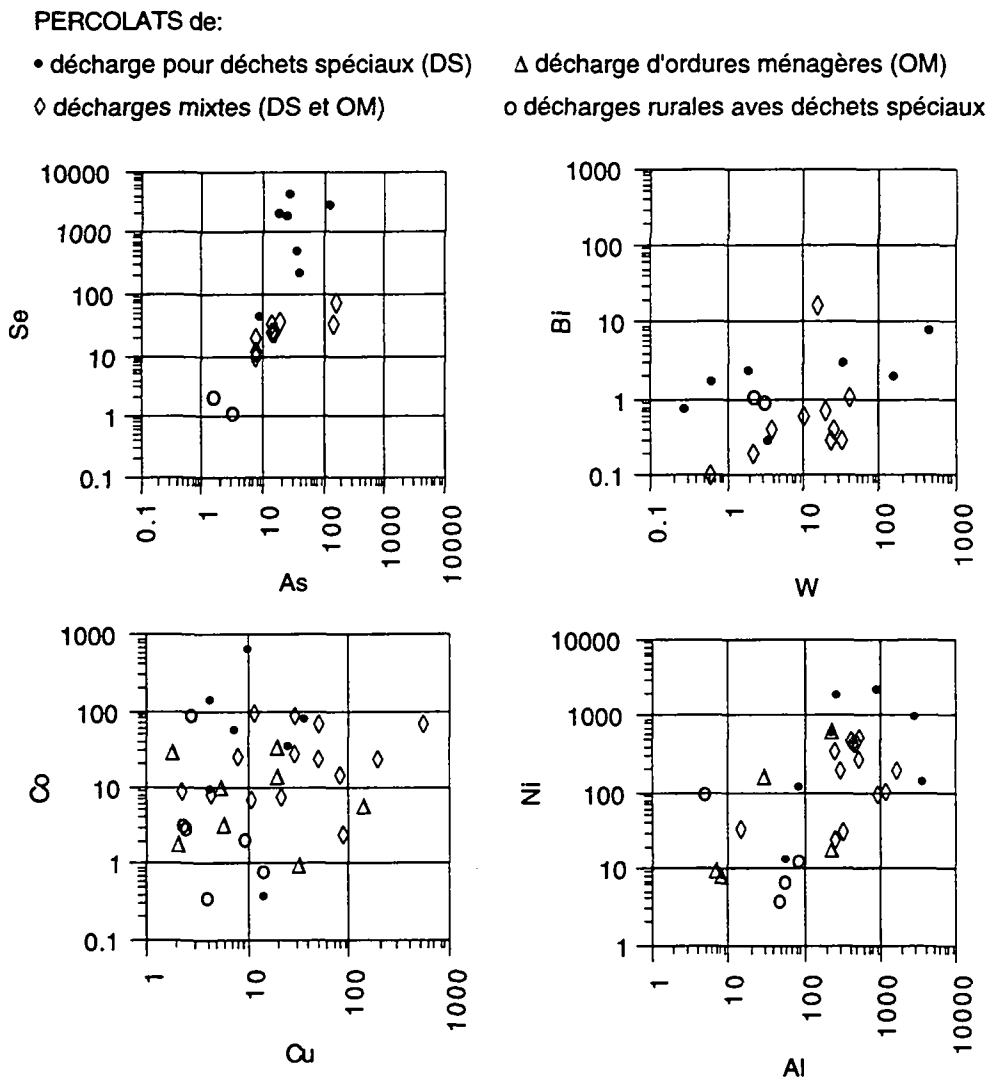


Fig.IV.1.14- Graphiques XY. Graphes du haut: éléments permettant la mise en évidence de déchets spéciaux dans les décharges (ces éléments ne sont pas détectés dans les décharges d'OM s.s. et les décharges rurales s.s.). Graphes du bas: éléments non typiques des déchets spéciaux. Ces éléments sont détectés dans pratiquement tous les types de décharges, avec ou sans déchets spéciaux.

2. Eaux souterraines

2.1. Eaux souterraines influencées par les sites contaminés - approche globale

Afin de mettre en évidence les composants inorganiques liés aux sites contaminés, nous avons dans un premier temps comparé le spectre des anomalies que nous avons observées dans les eaux influencées par les décharges et les industries avec les eaux du projet AQUITYP-Total (fig.IV.2.2). Nous avons utilisé cette référence car elle intègre tous les types de géologie que nous pouvons rencontrer en Suisse. Par la suite les interactions avec le milieu géologique ou d'autres sources de pollutions sont envisagées.

2.1.1. Statistique descriptive

En annexe III, nous présentons les analyses descriptives complètes pour les éléments en traces et les macro-composants. La référence AQUITYP utilisée comme comparaison est constituée des analyses sur les 4 sources quaternaires du réseau de base.

Nous pouvons observer qu'à l'exception de SO_4 , HCO_3 , Sr et Mg les macro-composants ont un comportement log-normal, que ce soit dans les eaux influencées ou non. Nous pouvons par contre constater que la forme de la courbe est plus aplatie dans les eaux influencées, indiquant un étalement des concentrations par rapport aux eaux naturelles où les concentrations oscillent dans une gamme plus restreinte. Ceci peut toutefois être un effet dû aux nombres d'analyses plus importantes dans le groupe des eaux influencées.

Les courbes des centiles et les box-plots montrent aussi que les échantillons influencés, non influencés et les points du réseau AQUITYP ont en général des concentrations très semblables. Seuls Sr, SO_4 , et Mg montrent des courbes où les eaux influencées se distinguent bien des autres points, alors que cette distinction apparaît mal sur la figure IV.2.2, peut-être en raison de leur distribution normale.

En ce qui concerne les éléments en trace, nous pouvons observer que la distribution des éléments est plutôt log-normale, mais de nombreuses traces montrent une tendance vers une distribution normale: il s'agit de Al, Ba, Co, Cr, La, Li, Mo, Sc, Se, Ti, U, V, W et Zr.

Les eaux influencées montrent à nouveau une distribution plus étalée que dans les eaux d'AQUITYP ou les eaux non influencées.

Les courbes des centiles ainsi que les box-plots font apparaître la proximité qui existe entre les eaux influencées ou non.

2.1.2. Recherches des polluants inorganiques typiques des sites contaminés

a.) Paramètres physico-chimiques

Les variations (centiles 10-90 %) de la température, conductivité, pH, Eh, rH sont visualisés dans la figure IV.2.1.

Nous pouvons observer d'assez grands écarts pour la conductivité électrique, sans que toutefois celle-ci ne dépasse en absolu les concentrations usuelles que l'on rencontre dans les eaux souterraines. Les mesures du potentiel redox varient dans un champ typique d'un milieu indifférent.

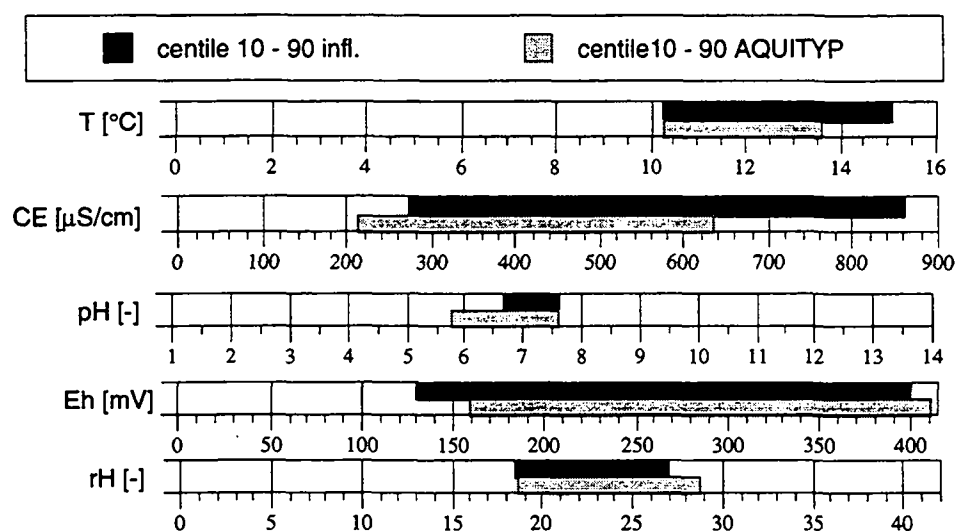


Fig.IV.2.1- Variation des paramètres physico-chimiques dans les eaux souterraines influencées par les sites contaminés et comparaison avec AQUITYP-Total.

b.) Les macro-composants

Deux composants présentent d'importantes anomalies dans les eaux souterraines influencées par les sites contaminés. Fe et Mn sont en effet pratiquement absents des eaux "naturelles", alors que les concentrations peuvent dépasser 1 mg/l dans des eaux influencées.

Une autre anomalie se marque également assez bien, l'oxygène dissous ayant des concentrations plus basses dans les eaux influencées que dans les eaux AQUITYP. Nous avons déjà eu l'occasion de voir l'intérêt de cette mesure lors de la présentation des sites.

NH₄ et NO₂ peuvent aussi être révélateurs d'une contamination, ces deux paramètres étant absents des eaux souterraines naturelles sélectionnées dans le réseau AQUITYP (caractéristiques des eaux de boissons).

Mentionnons encore Na, Mg et Cl qui ont des teneurs médianes plus élevées dans les eaux influencées et une gamme de variation qui se distingue assez bien de celles des eaux naturelles.

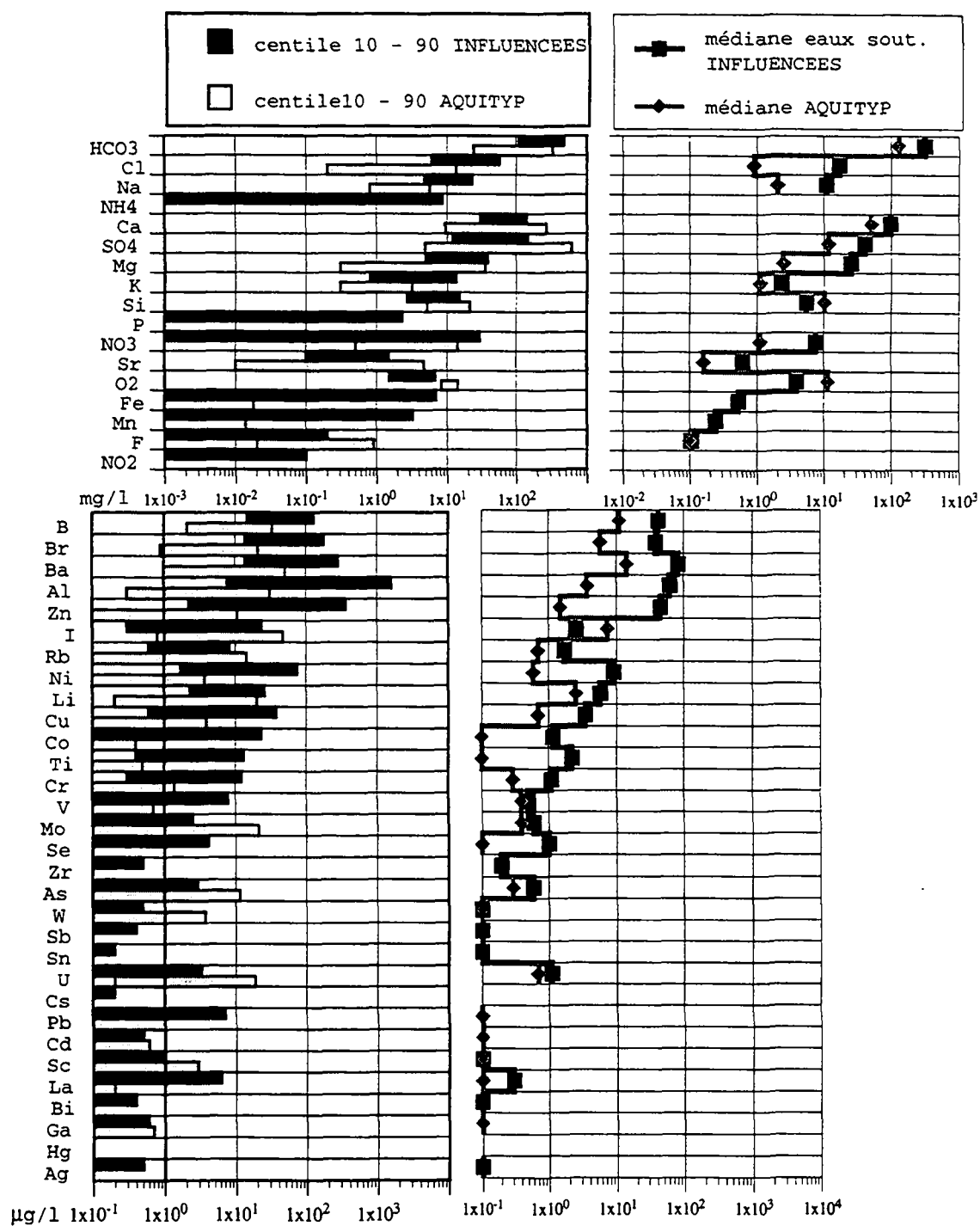


Fig.IV.2.2- Comparaison entre la composition des eaux souterraines influencées par les sites contaminés et les eaux du projet AQUITYP. Centile 10-90 % à gauche et médiane à droite.

Les autres composants inorganiques comme Sr, HCO₃, Ca ou encore K et F ont des gammes de concentrations assez semblables aussi bien dans les eaux influencées que dans notre référence.

c.) Les traces inorganiques

Un premier regard sur le graphe des centiles 10-90 % montrent que les teneurs des eaux influencées se distinguent pratiquement toujours par des concentrations médianes plus élevées.

Au bas du graphe (fig.IV.2.2), nous pouvons observer la quasi-absence de Hg et Cs ainsi que des teneurs médianes égales à la Id pour Ag, Ga, Bi, Sc, Cd, Pb, Sn, Sb, W et Zr. Ces traces présentent de faibles anomalies dans les eaux influencées, généralement à des concentrations inférieures à 1 µg/l.

Il faut aussi noter que la présence de W, U, As et Mo à des concentrations élevées peut être due principalement aux conditions géogènes plutôt qu'à des contaminations anthropiques, le centile 90% AQUITYP dépassant le centile 90 % des eaux influencées.

Nous avons vu qu'une partie de ces traces (Ag, Hg, Ga, Bi, Sc, Cs, W, As et Se) sont liées aux déchets spéciaux et éventuellement à quelques pollutions industrielles. Ceci explique qu'elles ne soient pas toujours présentes dans nos échantillons.

La, Se, Ti et Co sont les seules traces à présenter des concentrations médianes supérieures à la Id dans les eaux influencées et à être souvent absentes des eaux naturelles (médianes < 0.1 µg/l). Co et Ti ont des concentrations assez élevées qui dépassent les 10 µg/l. Ce sont les traces qui présentent de bons atouts pour constituer des marqueurs de pollution dans les eaux souterraines.

Concernant les autres traces, les distinctions entre la référence AQUITYP et les eaux influencées ne peuvent se faire qu'à l'aide des différences de concentrations. De ce point de vue B, Br, Ba, Ni et dans une moindre mesure Cu et Cr présentent le plus d'intérêt, car ils ont des gammes de concentrations qui ne recourent pas trop largement les gammes des eaux naturelles et des teneurs médianes supérieures d'un facteur 5 à 10 par rapport aux eaux naturelles.

Al, Zn semblent aussi intéressants, mais nous avons vu lors de l'étude des cas, qu'ils sont souvent attribués à des contaminations locales indépendantes de la décharge.

Enfin, I présente une concentration médiane plus élevée dans les eaux de notre référence que dans les eaux influencées et une gamme de concentrations similaire dans les deux types d'eaux. Cette dernière observation est valable également pour Rb et Li.

2.1.3. Interférences avec d'autres sources de contaminations

Nous avons vu lors des évaluations faites autour de chaque site, qu'il faut tenir compte d'autres sources d'influences possibles.

De façon à évaluer l'importance de ces dernières, nous avons confronté les échantillons contaminés par les décharges et les échantillons que nous avons considérés comme non influencés (fig.IV.1.2.3).

a.) Les macro-composants

En ce qui concerne les macro-composants, nous remarquons que pour presque tous les teneurs sont proches dans les eaux influencées par les décharges et dans les eaux non influencées. Même les macro-composants qui se détachent bien lors de la comparaison avec AQUITYP comme Cl, Na, Fe et Mn ne montrent plus de différences de concentrations vraiment significatives.

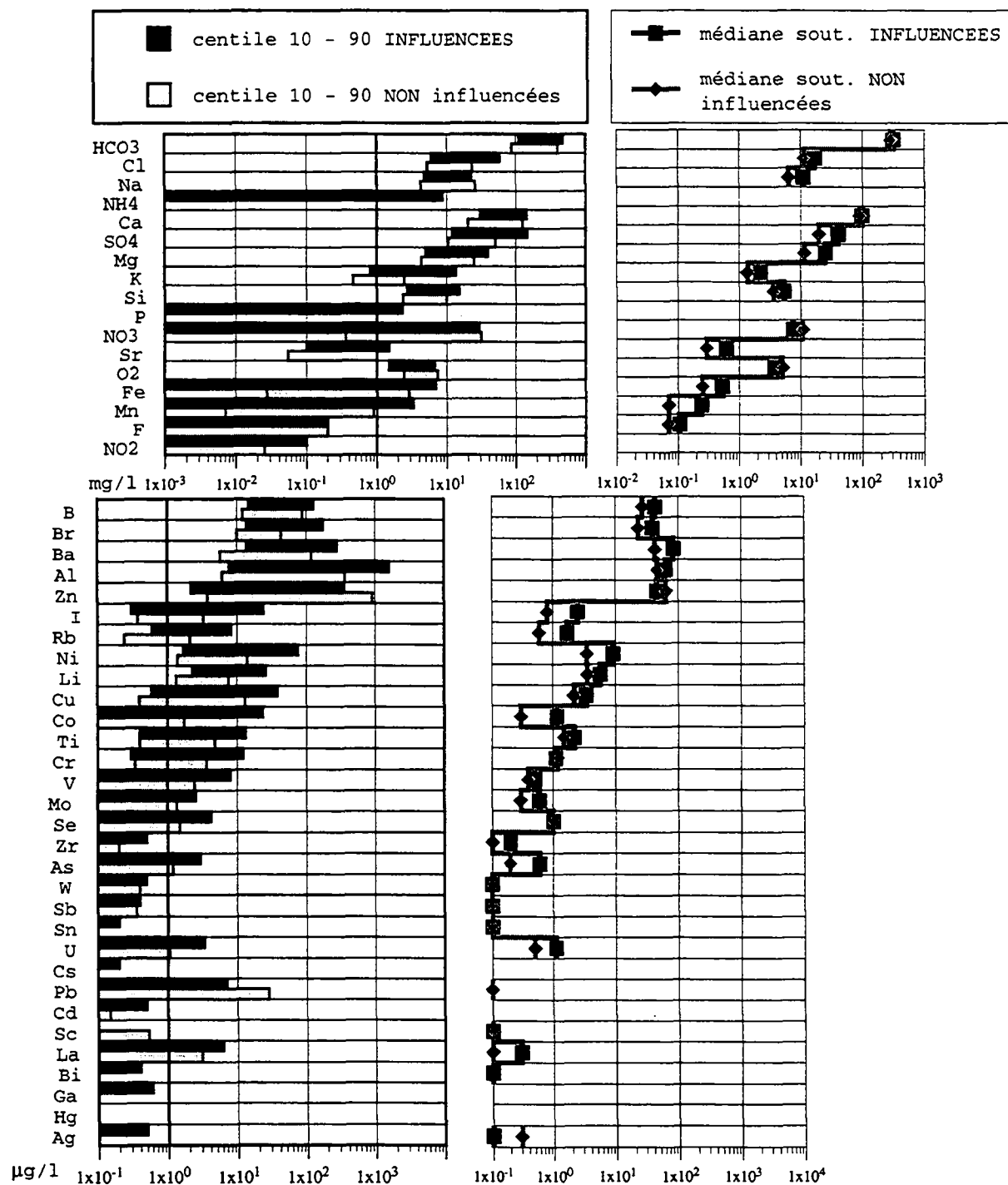


Fig.IV.2.3- Comparaison entre la composition des eaux souterraines influencées par les sites contaminés et des eaux souterraines pouvant être contaminées par d'autres sources. Centile 10-90 % à gauche et médiane à droite.

Notons que la présence de Fe et de Mn n'est pas forcément liée au percolat, mais peut avoir une origine géogène suite à l'apparition d'un déséquilibre chimique dû à la pollution.

b.) Les traces inorganiques

En ce qui concerne les éléments en traces, nous constatons que les influences locales non liées aux décharges font remonter les concentrations médianes de pratiquement tous les éléments très près, voire au-dessus des concentrations observées dans les eaux influencées, à l'exception de U, As et Cd qui ont une teneur moins grande dans les eaux non influencées que dans la référence AQUITYP ou les eaux polluées.

Parmi les traces que nous avons mises en évidence lors de la comparaison avec AQUITYP, nous constatons que Zn et Al deviennent pratiquement inutilisables comme indicateurs car ils peuvent avoir manifestement d'autres origines que celles liées aux sites contaminés. Cette constatation avait souvent été faite lors du traitement des cas.

Il en va de même pour Se, qui peut atteindre des teneurs voisines de $1\mu\text{g/l}$ sans être forcément lié à un site contaminé. Nous avons aussi vu que cet élément a souvent suscité des discussions sur son origine géogène ou anthropique (site de Turin ou de BON).

Cette comparaison nous montre que les traces mettent en évidence des anomalies, mais que l'origine de ces anomalies ne peut pas toujours être identifiée sur la seule base des analyses de traces inorganiques. Il est donc important d'utiliser une référence locale pour pouvoir tenir compte des influences anthropiques diffuses, comme les nombreux cas étudiés nous l'ont d'ailleurs montré.

2.1.4. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les eaux souterraines

Nous avons vu que la plupart des traces inorganiques peuvent être utilisées pour mettre en évidence une pollution par des sites contaminés, si l'on tient compte du contexte géologique (par ex. U peut être utilisé dans un environnement carbonaté, mais pas dans un environnement cristallin) et d'éventuelles influences locales diffuses.

La confrontation des eaux influencées avec une référence naturelle nous permet aussi de mettre en évidence deux types d'indicateurs: **les indicateurs typiques des sites contaminés** et **les indicateurs anthropogènes sens large**, dont l'origine peut aussi être liée à d'autres activités humaines.

Pour ces indicateurs, la concentration à partir de laquelle ces éléments peuvent provenir d'une contamination peut être fixée sur la base de la référence AQUITYP: il s'agit alors d'une concentration au-delà de laquelle nous pouvons suspecter une contamination par une décharge (**niveau de suspicion**).

La comparaison de nos échantillons influencés et non influencés nous permet de donner une deuxième concentration à partir de laquelle l'élément est presque exclusivement lié à une contamination par une décharge. Il s'agit d'un **niveau de forte présomption**.

Ces deux limites, suspicion et forte présomption font intervenir une notion probabiliste. Les valeurs citées ici restent toutefois estimatives, le nombre d'échantillons étant trop restreint pour permettre une approche statistique.

Lorsqu'une référence locale est présente, l'anomalie peut être mise en évidence par une confrontation amont-aval. L'indication d'une concentration à partir de laquelle un élément peut être d'origine anthropique permet de l'utiliser comme indicateur en l'absence d'une référence locale.

En plus de ces indicateurs qui peuvent être utilisés lors d'une reconnaissance spatiale, nous mentionnons les traces et macro-composants qui peuvent être utilisés comme marqueurs lors de pollutions plus importantes ou lors d'un suivi temporel, l'augmentation de la teneur permettant alors de visualiser l'arrivée d'une pollution. Ces indicateurs ont été choisis en fonction des faibles interférences qu'ils ont avec la géologie.

a.) Les indicateurs typiques des sites contaminés

Les indicateurs typiques des sites contaminés sont des éléments que nous n'observons en principe pas dans des eaux souterraines non influencées et qui proviennent donc spécifiquement des sites contaminés.

Indicateurs typiques des sites contaminés	suspicion de contamination	forte présomption de contamination
Cs, Sb, Sn, Zr, Ag, Bi		> 0.2 µg/l
La, Se	> 0.5 µg/l	> 5 µg/l
Tritium		> 50 UT

Tab.IV.2.4- Eléments inorganiques typiques des sites contaminés, en gras traces liées aux percolats de décharges de déchets spéciaux

Il s'agit de Cs, La, Sb, Sn, Ag, Bi, Se (Tab.IV.2.4.). Parmi eux nous en reconnaissons trois qui sont liés spécifiquement aux déchets spéciaux ou activités industrielles (Ag, Bi, Se).

Il faut aussi mentionner le tritium qui lorsqu'il est présent dans les percolats, marque en général l'aquifère autour du site. Nous avons vu toutefois que les effets de dilution peuvent en atténuer l'anomalie. Il ne permet pas non plus de mettre en évidence d'anciennes contaminations qui seront par contre signalées par des anomalies en traces notamment en La et Se (cas de BON ou de CHA).

La fig.IV.2.5, montre la signification des limites de suspicion et de forte présomption établies sur la base de nos observations. Pour la limite de forte présomption de Se et La, nous avons tenu compte de nos connaissances restreintes des concentrations dans le milieu naturel, les mesures AQUITYP étant peu nombreuses. La limite a donc été placée au niveau du centile 90%.

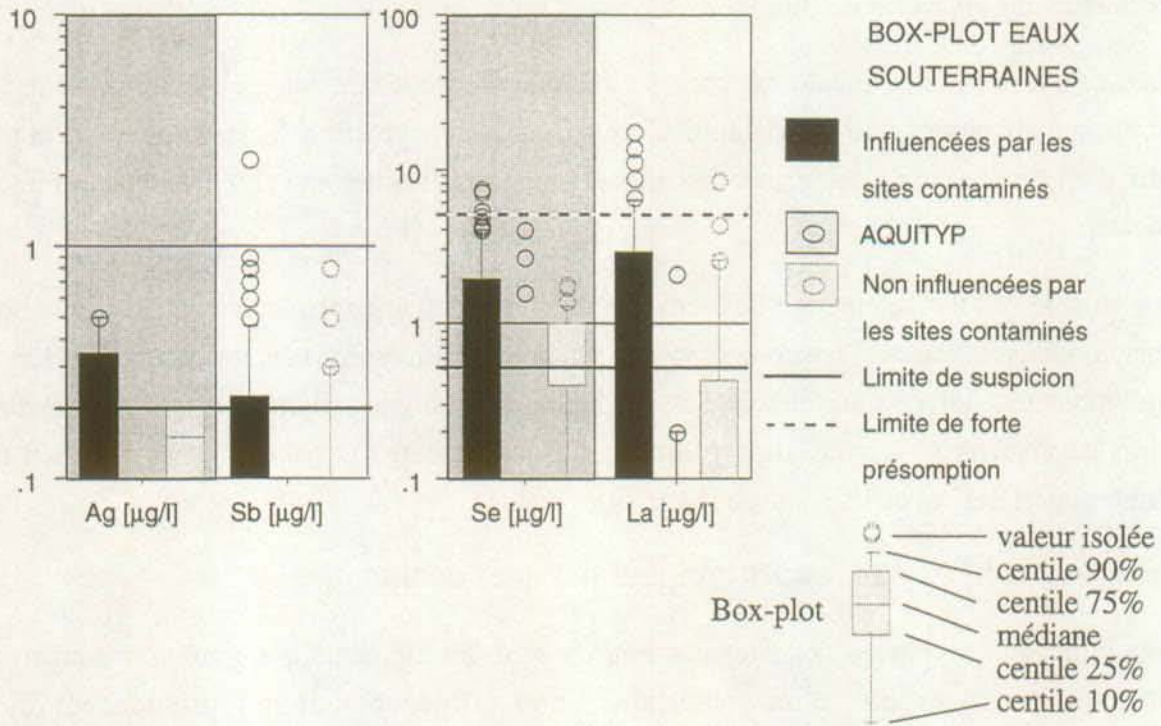


Fig. IV.2.5. - Box-plots pour quelques indicateurs de sites contaminés.

b.) Les indicateurs anthropiques sens large

Ce sont des éléments ayant des concentrations en général plus élevées d'un facteur 10 dans des eaux influencées que dans les eaux naturelles. Il s'agit de Ti, Co, V, Ni, Cu, Ba, Br, B.

indicateurs anthropogènes s.l.	suspicion de contamination	forte présomption de contamination
Ti, <u>Co</u> , V	> 1 µg/l	> 5 µg/l
<u>Ni</u> , Cu	> 5 µg/l	> 10 µg/l
Ba, Br, <u>B</u>	> 50 µg/l	> 100 µg/l

Tab.IV.2.6- Eléments inorganiques typiques des sites contaminés. Souligné: forte présence dans les déchets urbains.

Nous pouvons en distinguer trois groupes en fonction des concentrations à partir desquelles ils ont essentiellement une origine anthropique:

Parmi ces indicateurs, il faut rappeler que Ti, Ni et Ba nous ont permis de mettre en évidence des anomalies avant qu'une pollution ne soit décelée à l'aide de traces organiques ou d'éléments majeurs (cas de SER et CAS à Turin). Cet aspect de détection avancée d'une pollution est un des atouts présentés par les traces inorganiques.

Les limites de suspicions ont généralement été fixées aux environs de la valeur médiane des eaux influencées par les sites contaminés, la limite de forte présomption est voisine du centile 75% des eaux influencées par les sites contaminés (fig.IV.2.7.)

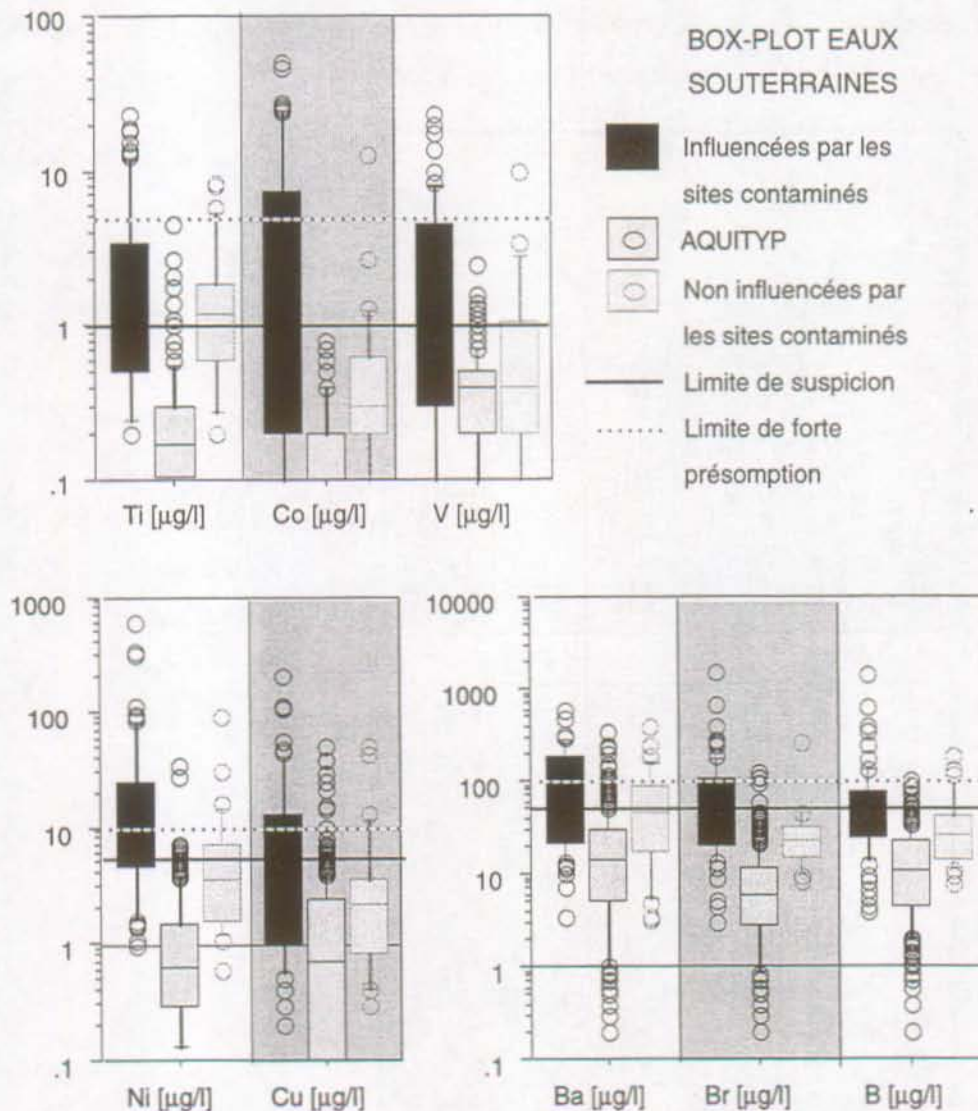


Fig. IV.2.7. - Box-plots pour quelques indicateurs anthropogènes sens large. Les box-plots font bien ressortir les autres origines anthropogènes possibles

c.) Les autres traces et macro-composant

La plupart des traces et des macro-composants peuvent être utilisés comme indicateurs s'ils sont utilisés dans le cadre de suivis temporels. Quelques macro-composants peuvent présenter des teneurs anormales liées aux sites contaminés, mais leur origine peut aussi être liée aux

conditions géologiques et hydrogéologiques (Fe, Mn, O₂, Cl) ainsi qu'à des pollutions agricoles ou par des eaux usées (NO₂, NH₄, SO₄).

Les meilleurs marqueurs temporels restent donc le Cl, déjà bien connu en raison de son comportement conservatif au sein de l'aquifère. Par ailleurs, le suivi des composés azotés (ammoniaque et nitrites) paraît intéressant comme le montrent les exemples autour des sites de Turin (Soldi et al 1996) et nous avons vu dans le cas de CHA que la zone de réduction des nitrates a une meilleure persistance que celle des sulfates (chap. III.1.1.3.d).

Pour pouvoir utiliser correctement les traces tels que Mo, Cr, As, U et Cd les influences géogènes locales doivent être connues, les variations de concentrations observées d'une lithologie à l'autre étant très importantes (voir fig.IV.2.8).

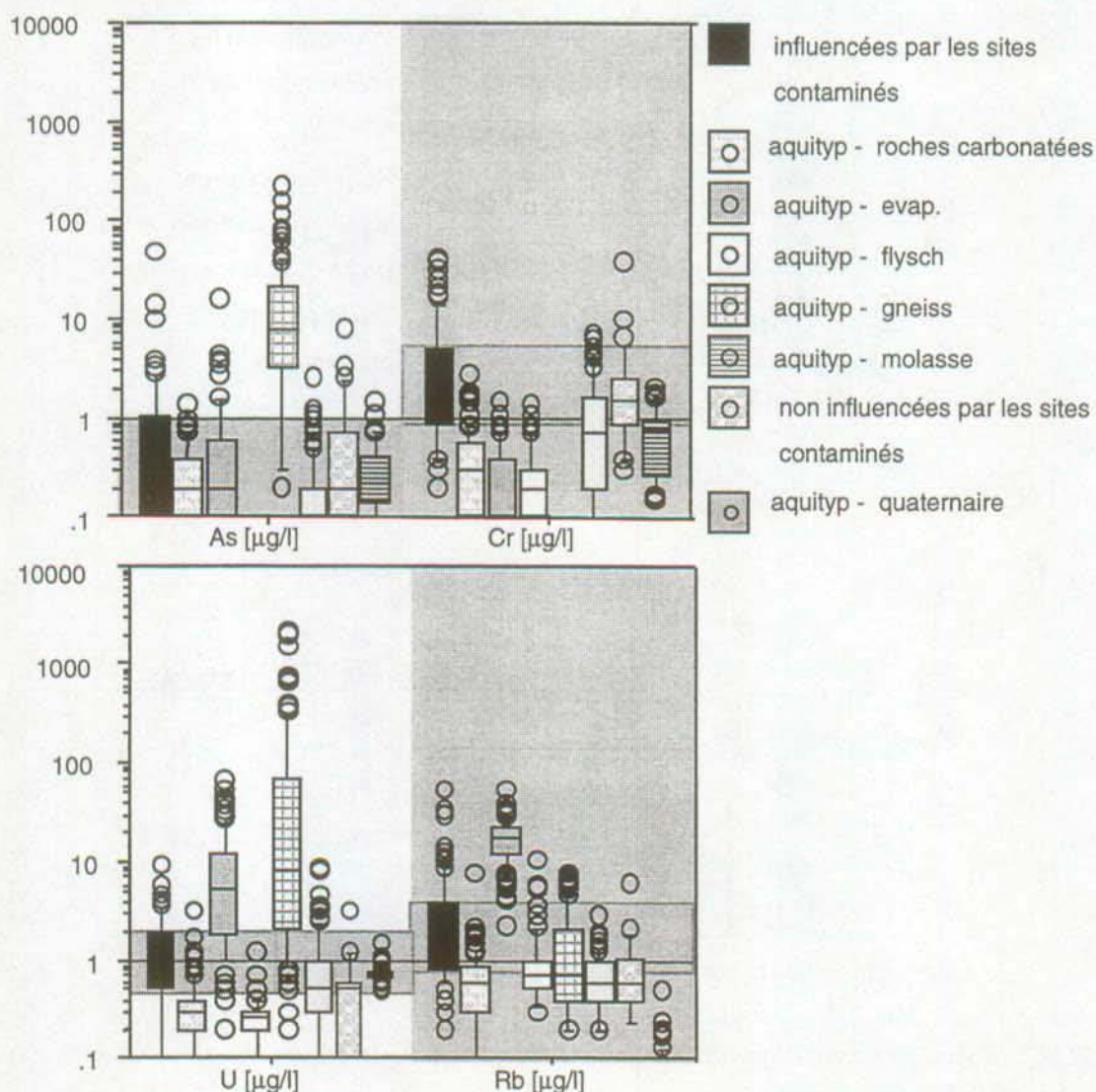


Fig. IV.2.8. - Box-plots pour quelques traces. Les box-plots font bien ressortir l'importance des influences géogènes.

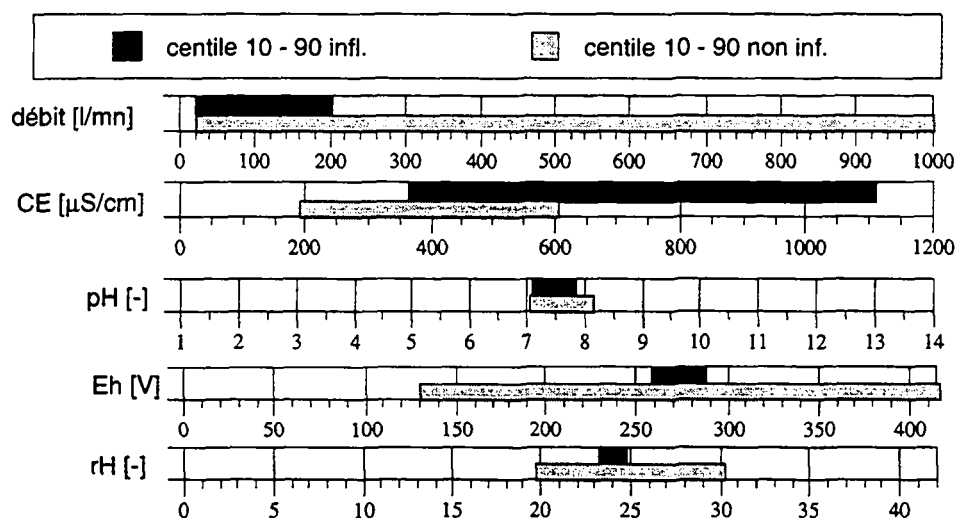
2.2. Eaux de surfaces influencées par les sites contaminés - approche globale

2.2.1. Recherches des polluants inorganiques typiques

Nous avons comparé directement les eaux de surfaces influencées et non influencées recueillies lors de cette étude, une comparaison globale avec la référence AQUITYP n'étant pas toujours plausible, car le "base-flow" n'était pas toujours atteint lors des prélèvements que nous avons effectués.

a.) Paramètres physico-chimiques

En ce qui concerne les cours d'eau, en plus des paramètres tel que le potentiel redox et la conductivité, nous avons fait figurer le débit.



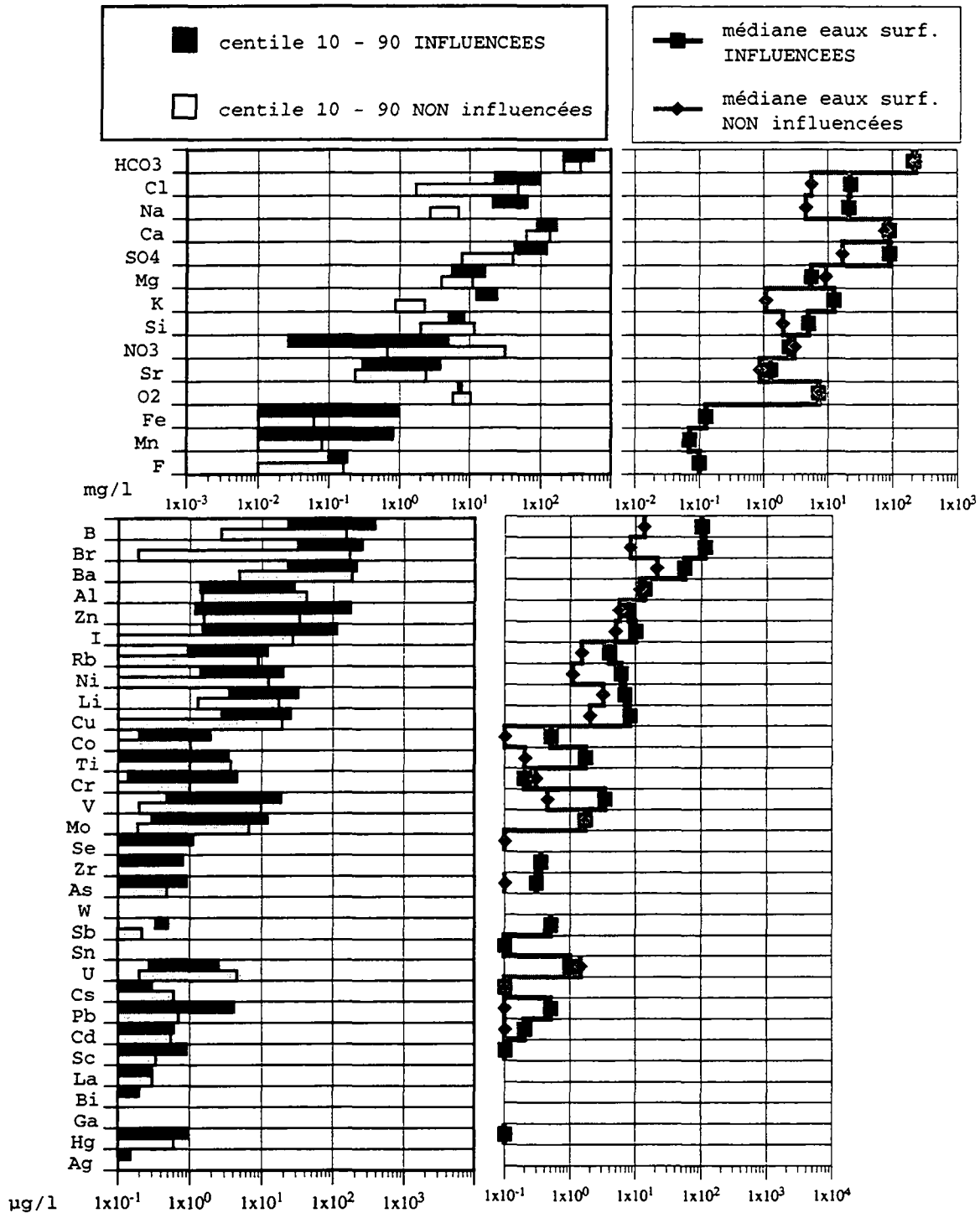
Tab.IV.2.9- Paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surfaces.

Le débit joue en effet un rôle important car nous pouvons constater que les eaux que nous avons pu considérer comme influencées ont toutes été prélevées dans des ruisseaux au débit inférieur à 200 l/min (tab.IV.2.9).

La conductivité est à nouveau un indicateur intéressant de contamination, alors que pH et Eh restent dans des valeurs typique d'un milieu indifférent.

b.) Les macro-composants

Plusieurs macro-composants ont été écartés en raison du nombre d'analyses trop restreint (NH_4 , P, NO_2). Les médianes font apparaître que HCO_3 , Ca et NO_3 ont des teneurs très proches dans les deux types d'eau. Fe, Mn et F ont par contre des teneurs très basses dans les eaux non influencées. SO_4 se distingue aussi avec des teneurs plus importantes dans les eaux influencées.



Tab.IV.2.10- Eléments inorganiques dans les eaux de surfaces influencées et non influencées par les sites contaminés.

c.) Les traces inorganiques

Du point de vue des traces inorganiques, nous observons (Tab.IV.2.10) que les gammes de variation sont très semblables dans les eaux influencées ou non. Ceci illustre les multiples autres influences que peuvent subir les eaux de surface (rejets de STEP, eaux de route, etc).

Deux traces n'ont pas été détectées: Sn, et W (Ga n'a pas été analysé). Cs, U et Al ont des concentrations plus élevées dans les eaux non influencées. Bi et Ag sont par contre présents uniquement dans les eaux influencées.

Malgré tout, nous observons que la concentration médiane des éléments tels que Cd, Pb, Sb, As, Zr, et Co est nettement plus importante dans les eaux influencées que dans les eaux non influencées où elle est inférieure à la ld.

Se est parfois présent dans les eaux influencées mais n'a pas été détecté dans les eaux non influencées.

Ti et V présentent aussi de bonnes différences au niveau des médianes, mais les gammes de teneurs sont pratiquement identiques.

B et Br ont aussi des médianes différentes d'un facteur 10, ce qui confirme leur intérêt.

2.2.2. Bilan sur les indicateurs inorganiques dans les eaux de surfaces

Ces analyses montrent qu'il est difficile de trouver des critères inorganiques permettant la caractérisation d'une anomalie sans pouvoir procéder à une comparaison amont-aval.

indicateurs anthropiques s.l.	indicateurs typiques dans les eaux de surface
Cs, Sb, Ag, Bi, Se, Ti, Co, V, Ni, Cu, Ba, Br, B	Cd, Pb, Hg

Tab.IV.2.11- Indicateurs en traces inorganiques dans les eaux de surfaces.

Les influences autres que celles liées aux sites contaminés interfèrent fortement et rendent plus difficile la mise en évidence d'anomalies spécifiques. Nous avons aussi constaté lors de l'analyse des cas que la période et le lieu de prélèvement jouent un rôle important dans ce type de démarche. Il est notamment important de savoir si le prélèvement a lieu lors de périodes de "base-flow", lorsque les eaux souterraines alimentent le cours d'eau, ou lors de fort ruissellement, lorsque les eaux de surfaces constituent l'essentiel du débit.

Ceci mis à part, les traces inorganiques qui ressortent de cette comparaison correspondent en grande partie avec celles déjà citées pour les eaux souterraines.

Seuls La et Sn ne sont pas détectés, par contre, Pb et Hg présentent des anomalies significatives (Tab.IV.2.11).

Le "bruit de fond" des eaux non influencées est en revanche trop élevé pour pouvoir fixer des concentrations à partir desquelles une anomalie est typiquement causée par les décharges ou sites contaminés.

3. Evaluation des dangers

Dans les objectifs que nous nous sommes fixés, nous désirons valoriser les traces inorganiques pour identifier des pollutions typiques des sites contaminés et nous avons montré qu'un certain nombre de celles-ci peuvent effectivement être utilisées dans ce sens.

L'étape qui suit généralement directement l'identification consiste en l'évaluation du site. En effet, une fois le site découvert, il faut décider si les investigations doivent être poursuivies ou si un assainissement doit être entrepris. Cette évaluation implique donc la prise en compte du danger potentiel ou réel présenté par un site.

3.1. Techniques d'évaluation

L'évaluation du danger peut être relative ou absolue. Cette évaluation peut porter sur les facteurs suivants:

- la source de la pollution, par exemple le percolat
- le vecteur par lequel la pollution transite, par exemple les eaux souterraines
- le récepteur du polluant, par exemple un puits d'eau potable ou un autre bien à protéger.

3.1.1 Evaluation relative

a.) Définition

La première évaluation consiste à comparer les nuisances potentielles présentées par une série de sites et à les classer du moins dangereux au plus dangereux. C'est l'approche adoptée par exemple dans la première étape du recensement des sites contaminés que les cantons suisses sont entrain de réaliser (Zahner, 1993). Désignée par le terme de "Priorisierung" en allemand, cette approche permet de focaliser assez rapidement l'attention sur les sites présentant les risques potentiels les plus élevés.

b.) Utilisation des indicateurs inorganiques

L'utilisation des indicateurs que nous avons mis en évidence trouve sa place dans cette approche relative. Elle nécessite toutefois une systématique dans les substances à analyser, ainsi que dans les modes de et d'analyses, de façon à pouvoir comparer les sites entre eux sur les même bases.

Source de pollution

Si nous traitons tout d'abord de la source de la pollution, en l'occurrence les percolats, la comparaison d'un site à l'autre peut être faite sans trop de difficulté, les échantillons étant plus ou moins de la même nature, et prélevés plus ou moins dans le même milieu, c'est-à-dire au

ped des déchets. Toutefois même dans ces conditions, la comparaison ne se fait pas sans difficultés puisque le choix des substances sur lesquels se base l'évaluation va jouer un grand rôle. Des comparaisons effectuées sur la base d'un nombre restreint de critères ont ainsi assez peu de valeur comme le montre la figure IV.3.1.

Si nous comparons individuellement une substance, par exemple B présent dans les 5 percolats de décharges, nous pouvons classer les sites du plus pollué au moins pollué dans l'ordre COL-CAS-CHA-BON-KOL. Si nous opérons la même démarche avec Ba, nous obtenons CHA-COL-BON-KOL-CAS, et ainsi de suite pour d'autres substances.

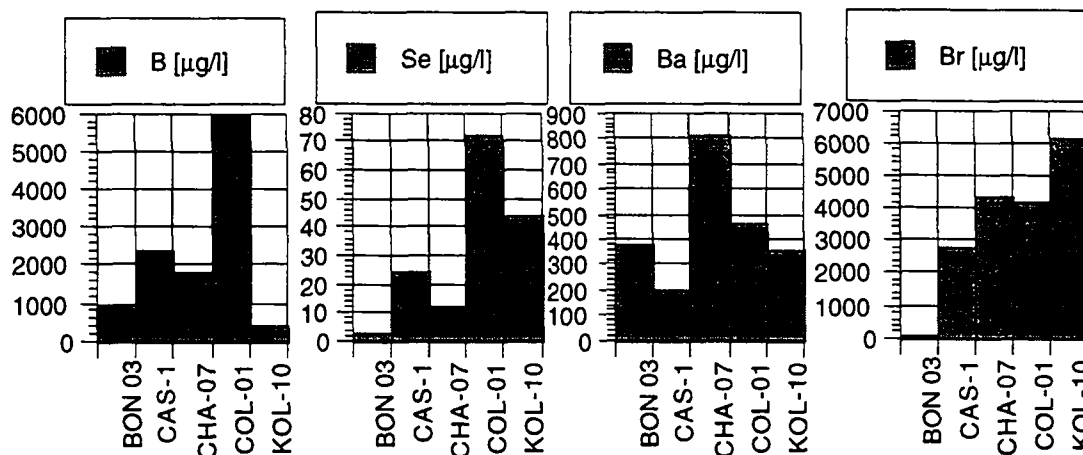


Fig. IV.3.1- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.

Il y a donc intérêt à cumuler un certain nombre de substances caractéristiques pour pouvoir comparer les sites entre eux de façon à minimiser les différences individuelles (fig.IV.3.2). L'approche systématique des analyses est donc très importante ainsi que le choix des substances.

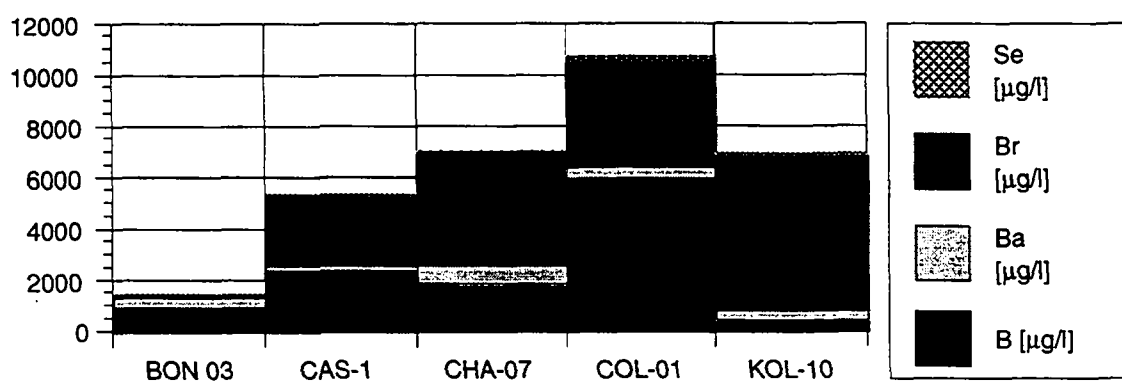


Fig. IV.3.2- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.

Concernant ce choix, nous pensons qu'il est judicieux de prendre d'une part les éléments principaux du percolat, qui reflètent la charge principale de la pollution, ici Br, Ba et B, ainsi que un ou plusieurs paramètres spécifiques d'un type de déchets. Ici nous avons choisi Se qui indique la présence ou non de déchets spéciaux.

Vecteur de pollution

Il est plus difficile de baser une évaluation sur le vecteur de pollution, en général la nappe souterraine, car le lieu de prélèvement, c'est-à-dire la distance à la source de pollution, prend une grande importance. La figure ci-dessous (fig.IV.3.3) illustre ce problème: nous avons reporté les analyses effectuées à deux points de prélèvements différents autour de cinq sites. Notons que ce sont les mêmes sites que ceux que nous venons "d'évaluer" sur la base de leur percolats.

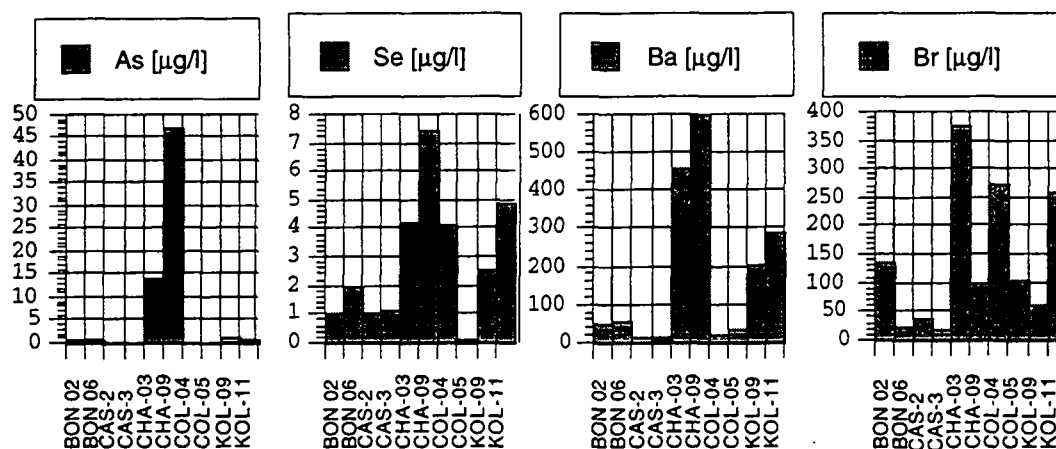


Fig. IV.3.3- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans deux points différents des aquifères autour de 5 sites.

Le problème de la représentativité de l'échantillon apparaît bien, par exemple à BON ou à KOL où nous observons de grands écarts d'un point à l'autre.

Le fait de cumuler les substances atténue le problème (fig.IV.3.4), mais nous voyons que la position de l'échantillon joue toujours un rôle prépondérant dans le classement des sites. Suivant quel point de référence nous choisissons, le classement des sites est CHA-KOL-COL-BON-CAS ou CHA-COL-KOL-BON-CAS.

Il nous paraît donc difficile d'utiliser les traces inorganiques de la même manière dans le percolat que dans les eaux. Les méthodes d'évaluation de l'Environmental Protection Agency proposent d'ailleurs de pondérer les observations de terrain en fonction de la distance à la source de pollution (méthode HRS - Hazard Ranking System, EPA, 1990)

Par contre, nous avons vu que certaines traces permettent de mettre en évidence la présence ou non de déchets spéciaux dans un site contaminé. Nous avons aussi vu qu'un petit nombre de ces indicateurs spécifiques franchissent les barrières géotechniques et environnementales et parviennent dans le milieu souterrain. Quatre d'entre eux présentent par ailleurs des différences significatives par rapport à une autre influence, géogène par exemple. Il s'agit de Se, Cs, Ag, Bi.

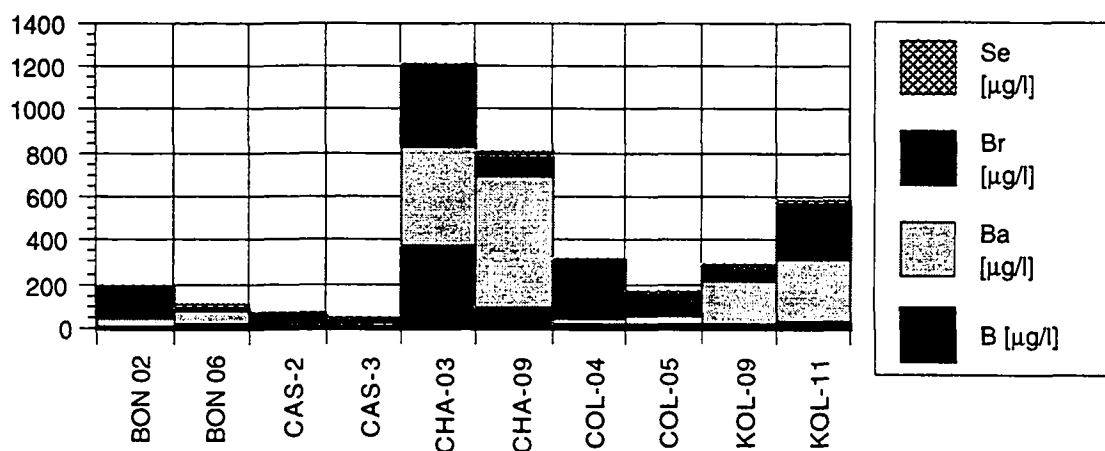


Fig. IV.3.4- Comparaison des concentrations de 4 éléments dans les percolats de 5 sites.

Les traces typiques des déchets spéciaux fournissent donc une indication utile dans le cadre d'une évaluation. Elles permettent de reconnaître le type de déchets, ce qui nous guide vers des "Priorisierung" élevées ou faibles, indépendamment de la distance au foyer de pollution. Nous noterons ici que l'emploi de ces indicateurs inorganiques présente un avantage sur les substances organiques qui se dégradent avec le temps.

La démarche doit comprendre l'analyse de plusieurs traces révélatrices de déchets spéciaux, de façon à se prémunir d'erreurs d'interprétations basées sur un seul de ces indicateurs.

3.1.2 Evaluation absolue

a.) Définition

Cette évaluation se base sur les risques présentés par un site en particulier. Elle nécessite que l'on se base sur des critères d'évaluation précis permettant de caractériser un site en le comparant à des normes et références. Les limites guides de la Hollande en sont un exemple.

La "liste hollandaise" donne deux valeurs de références pour les concentrations dans le sol et les eaux. La première constitue le niveau de référence qui correspond à une teneur "normale" en Hollande. La deuxième valeur indique le niveau à partir duquel une intervention est nécessaire.

La première valeur a été établie sur la base des analyses d'eaux non influencées par des pollutions en Hollande. Lecomte (1995) a montré que ces valeurs de référence ne peuvent être extrapolées à toutes les régions d'Europe, des différences significatives existant entre les "bruits de fond" régionaux.

La deuxième valeur guide, celle d'intervention est basée par contre sur des critères écotoxicologiques, c'est pourquoi nous y trouvons surtout des substances organiques ainsi que des métaux lourds comme As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Pb, Mo, Ni et Zn.

b.) Utilisation des indicateurs inorganiques

Nous pouvons observer que la démarche que nous avons adoptée rejoint en partie la notion de liste hollandaise, puisque nous avons utilisé une référence géogène, AQUITYP, adaptée à l'arc Alpin, référence à partir de laquelle nous avons jugé si les anomalies décelées étaient liées de manière significative à un site contaminé.

Nous voyons toutefois qu'en dehors des éléments cités par la liste hollandaise, nous ne pouvons pas utiliser les traces inorganiques pour décider d'une intervention ou non.

Une comparaison entre les teneurs que nous avons données pour les principaux indicateurs de pollutions liées aux décharges et les valeurs de la liste "Hollandaise" montre qu'à l'exception de Ba, les seuils que nous proposons sont plus bas que les références naturelles de la liste "Hollandaise" (tab.IV.3.5).

µg/l	Liste "Hollandaise"		Indicateurs	
	Référence	Intervention	suspicion	forte présomption
Ba	50	625	50	100
Co	20	100	1	5
Cu	15	75	5	10
Ni	15	75	5	10

Tab.IV.3.5- Comparaison entre les teneurs indicatives tirées de cette étude et les valeurs de la liste "Hollandaise".

Ceci montre encore une fois l'importance des particularités géogènes ou des influences anthropogènes diffuses des différents aquifères. Notamment, en Suisse, les valeurs observées sont plus basses qu'en Hollande car il y a peu d'alimentation des nappes souterraines par les rivières.

L'utilisation des traces inorganiques dans une optique plus large, telle que nous la proposons suite à ce travail, permet d'apporter d'autres réponses que les méthodes habituellement employées et contribue à améliorer le diagnostic.

V. Conclusions

1. Possibilités d'utilisation des traces pour la détection des sites contaminés

Cette étude a montré, à travers la description de nombreux cas et le traitement statistique des échantillons collectés, que les traces inorganiques sont utiles pour la reconnaissance des sites contaminés. Les résultats les plus intéressants sont la mise en évidence d'indicateurs spécifiques des déchets spéciaux.

Nous reprenons ci-dessous les trois objectifs que nous avons établis dans l'introduction:

1.1. Réponse sur l'origine de la contamination à l'aide de marqueurs inorganiques spécifiques

Quelques traces inorganiques caractérisent pratiquement exclusivement les déchets spéciaux en raison de leur absence des ordures ménagères et des déchets de démolition. Nous avons aussi pu montrer que ces traces sont des indicateurs spécifiques qui permettent d'identifier la présence de déchets spéciaux mélangés à des ordures ménagères. Il s'agit de:

Indicateurs spécifiques des déchets spéciaux: Se, As, W, Cs, Sc, Bi, Ga, Hg, Ag.

Les ordures ménagères et assimilées où les déchets de démolition ne présentent pas de traces vraiment caractéristiques, mais quelques éléments sont présents en général en quantités plus importantes dans l'un ou l'autre de ces déchets:

- Cu, U, La, B, Al, Ni et Co pour les décharges urbaines, Zn et Li pour les déchets de démolition.

Nous avons aussi vu que les éléments inorganiques principaux des percolats de décharges sont B, Ba et Br qui ont des concentrations souvent proches ou supérieures au mg/l. Le tritium est aussi souvent associé aux décharges.

1.2. Réponse sur les référentiels "non influencés" par les sites contaminés

L'utilisation de la référence AQUITYP qui réunit l'analyse de centaines de sources non influencées de l'arc Alpin nous a permis de constater que des éléments traces tels que W, U, As, Mo peuvent être présents à des concentrations similaires dans les eaux naturelles et dans les eaux polluées. L'usage de ces éléments nécessite donc la connaissance préalable du contexte géologique.

L'utilisation de cette référence géogène externe aux sites étudiés a aussi montré que des points de références locaux, situés en amont des sites contaminés, pouvaient présenter de fortes anomalies anthropiques. Il est donc essentiel lors de l'étude d'un site de s'assurer de la représentativité de la référence locale.

La compilation AQUITYP montre aussi qu'il est difficile d'utiliser les macro-composants pour mettre en évidence une pollution si l'on ne dispose pas d'une référence locale faiblement anthropisée qui permet de connaître la composition des eaux en amont du site. La variation des teneurs de ces macro-composants est en effet importante spatialement, alors qu'elle est plus restreinte pour les éléments en traces. Cette observation implique que le suivi temporel de traces inorganiques peut apporter un diagnostic plus précis pour une détection avancée de la pollution, que si l'on utilise exclusivement des macro-composants.

1.3. Réponse à la détection de contaminations dans les eaux souterraines

La comparaison entre les eaux souterraines non influencées recueillies lors de cette étude et les eaux souterraines influencées par les sites contaminés a permis de mettre en évidence un certain nombre de traces inorganiques qui se démarquent significativement du "bruit de fond" lorsqu'il y a pollution par des sites contaminés. Nous avons pu distinguer des indicateurs de sites contaminés qui ne sont en principe pas présents dans les eaux souterraines non influencées:

- Indicateurs de sites contaminés: Cs, Sb, Sn, Ag, Bi, La, Se, Zr et le tritium

Nous avons aussi mis en évidence la présence d'indicateurs anthropogènes s.l., présents en concentrations anormales lors d'une pollution par les décharges:

- Indicateurs anthropogènes sens large: Ti, Co, V, Ni, Cu, Ba, Br et B.

Des valeurs - guides ont été établies pour ces éléments de façon à pouvoir les utiliser lors d'une recherche de sites contaminés en l'absence de référence locale. Cette démarche est toutefois à éviter, car elle est relativement peu fiable, des influences géogènes ou anthropogènes locales pouvant fausser les interprétations.

Les autres éléments présents dans les percolats peuvent aussi être utilisés comme indicateurs de pollutions en fonction du type de géologie: U, As, Al, Cr, I, Li, Mo et Rb ont des concentrations très variables d'une lithologie à l'autre et il faut en tenir compte.

La même démarche adoptée pour un nombre restreint de prélèvements dans des eaux de surfaces montre que les traces significatives sont les mêmes que pour les eaux souterraines, à l'exclusion de Sn et La, mais par contre Hg, Cd et Pb sont présents à des teneurs significatives en cas de pollutions par les sites contaminés.

Le tableau V.1.1 résume les principales observations effectuées lors de ce travail.

Indicateurs de sites contaminés	suspicion de contamination	forte présomption de contamination
Ag ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Cs ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Sb ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Sn ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Bi ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Zr ($\mu\text{g/l}$)		> 0.2 $\mu\text{g/l}$
Se ($\mu\text{g/l}$)	> 0.5 $\mu\text{g/l}$	> 5 $\mu\text{g/l}$
La ($\mu\text{g/l}$)	> 0.5 $\mu\text{g/l}$	> 5 $\mu\text{g/l}$
H3 (UT)		> 50 $\mu\text{g/l}$
Indicateurs anthropogènes s.l.	suspicion de contamination	forte présomption de contamination
Ti ($\mu\text{g/l}$)	> 1 $\mu\text{g/l}$	> 5 $\mu\text{g/l}$
Co ($\mu\text{g/l}$)	> 1 $\mu\text{g/l}$	> 5 $\mu\text{g/l}$
V ($\mu\text{g/l}$)	> 1 $\mu\text{g/l}$	> 5 $\mu\text{g/l}$
Ni ($\mu\text{g/l}$)	> 5 $\mu\text{g/l}$	> 10 $\mu\text{g/l}$
Cu ($\mu\text{g/l}$)	> 5 $\mu\text{g/l}$	> 10 $\mu\text{g/l}$
Ba ($\mu\text{g/l}$)	> 50 $\mu\text{g/l}$	> 100 $\mu\text{g/l}$
Br ($\mu\text{g/l}$)	> 50 $\mu\text{g/l}$	> 100 $\mu\text{g/l}$
B ($\mu\text{g/l}$)	> 50 $\mu\text{g/l}$	> 100 $\mu\text{g/l}$
Indicateurs pouvant aussi être d'origine géogène en fonction de la géologie		
Al As Cr I Li Mo Rb U		
Hg	peu mobile	
Zn Pb	autres origines anthropogènes fréquentes	
Cd W Ga Sc	concentrations d'origines géogènes similaires à celles d'origines anthropogènes	

Tab. V.1.1- Les éléments en traces comme indicateurs de pollutions par les sites contaminés.

2. Mise en pratique de l'utilisation des traces inorganiques

Cette étude a montré que la mise en évidence d'anomalies par les traces inorganiques doit se faire sur des eaux non filtrées et acidifiées avant analyse, de façon à travailler sur l'ensemble du contenu inorganique de l'eau. Les traces inorganiques peuvent être utilisées en fonction de différents scénarios:

- étude des percolats:
 - recherche de déchets spéciaux dans une décharge à l'aide des traces spécifiques de ces déchets.
- études spatiales des eaux souterraines :

- recherche de sources de contaminations dans les eaux souterraines d'une région à l'aide des indicateurs de sites contaminés et des indicateurs anthropogènes s.l. mis en évidence.
- études spatiales des eaux de surfaces :
 - cette démarche est conditionnée par les facteurs météorologiques et hydrologiques du cours d'eau. Les prélèvements ne donnent pas de résultats significatifs si le cours d'eau est alimenté surtout par les eaux de ruissellement à moins de contaminations ponctuelles importantes. Il faut donc privilégier les prélèvements en périodes d'alimentation par le "base-flow".
- études temporelles et spatiales des eaux souterraines :
 - mise en évidence de contaminations autour d'un site connu: dans ce cas, pratiquement toutes les traces inorganiques peuvent être utilisées. Nous avons observé que certaines traces permettent de déceler une contamination à un seuil qui n'est pas encore perceptible avec les macro-composants généralement utilisés. Une détection avancée de la pollution est ainsi possible. Dans ce cas il faut disposer d'une référence locale représentative et non anthropisée. Il est donc utile de comparer cette référence locale à une référence géogène externe.
 - mise en évidence d'anciennes contaminations: dans quelques cas, nous avons vu que les traces permettent de détecter des zones ayant subi des apports épisodiques de pollutions. Il s'agissait de traces telles que Se, Sn, Co, Ti.

3. Perspectives et autres recherches

L'étude des différents cas à mis en évidence des sujets qui nécessitent des recherches approfondies. Parmi ceux-ci nous soulignerons les axes suivants:

- Comportement des traces inorganiques dans le sous-sol: nous ne connaissons pas bien le comportement dans le sous-sol d'une partie des traces que nous avons mises en évidence. Il s'agit notamment de Cs, Sb, B, Br, Co. La spéciation de plusieurs éléments permettrait aussi de compléter les connaissances géochimiques concernant les interactions eaux-roches.
- Sites industriels: nous avons vu sur quelques cas que les traces inorganiques sont aussi liées à des contaminations d'aires industrielles. Le nombre de cas était toutefois trop restreint pour pouvoir en déduire des traces typiques. Une étude similaire à celle entreprise sur les décharges permettrait de caractériser plus précisément les différents types de pollutions inorganiques liées à ces activités.
- Complément d'analyses pour connaître la teneur géogène de quelques traces comme Cs, Zr, Se, Ni, Ti, V, notamment dans les aquifères du Cristallin.
- Analyses des traces inorganiques provenant d'autres sources de pollutions anthropiques: nous avons vu notamment que les eaux de STEP contiennent un certain nombre d'éléments en traces inorganiques.

VI. Bibliographie

- Alker S.C, Sarsby R.W., Howell R., 1995. The composition of leachate from waste disposal site. Green 93, Waste disposal by Landfill. Sarsby éd. (Balkema pub.) p. 215-223.
- Amberger G., 1978. Contribution à l'étude du Quaternaire de la région lémanique. Résultats de quelques sondages profonds exécutés à Genève. *Eclogae geol. Helv.*, vol 71/1, pp 193-206.
- Amberger G., Siegenthaler U., Verstraete P., 1981. Etudes en cours de la nappe souterraine de l'Arve. *Eclogae geol. Helv.*, vol 74/1, pp 225-232.
- American Public Health, 1992. Standards methods for the examination of Water and Wastewater. 18ème edition.
- Ardizzoni F., Goberti G., Fersini G., Milan C., Bignami S., 1993. Interaction between a MSW Indfill and the under laid water table. Proceedings Sardenia 93, 4 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol.II, pp 1117-1130.
- Atteia O., 1992. Rôle du sol dans le transfert des éléments traces en solution - application à l'étude de quelques écosystèmes d'altitude. Thèse EPFL Lausanne.
- Atteia O., 1994. Transport of major and trace elements in soils and aquifers of different ecosystems of Switzerland. *Eclogae Geol. Helv.* , 87/2, pp 409-428.
- Atteia O., Védý J.-C., Parriaux A., Dambrine E., 1990. Soil influence on the physical-chemical evolution of recharge water aquifers: AQUISOL project. Memoires of the XXIIInd Congress of IAH, EPFL, Lausanne, 1990, Part. 1, pp 525-531.
- Aubert D., Badoux H., Lavanchy Y., 1979. La carte structurale et les sources du Jura vaudois. *Bull. des labo. de géol., minéral., géoph. et du musée géol. Uni. Lausanne*, p. 245.
- Babey J., 1996. Remèdes et solutions aux problèmes posés par les décharges sauvages dans le canton du Jura. *Bul de l'Assoc. Romande pour la protection des eaux et de l'air*, n° 191, pp 31-33.
- Baccini P., Henseler G., Figi R., Belevi H., 1987. Water and element balances of municipal solid waste landfills. *Waste Management and Research*. (ISWA pub.) vol. 5, p. 483-499.
- Baedecker M.J., Cozzarelli I.M., 1992. The determination and fate of unstable constituents of contaminated groundwater. *Groundwater contamination and analysis at Hazardous waste sites*. Lesage S.& Jackson R.E éd. Marcel Dekker pub. pp 425-461.

- Bagchi A., 1987. Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms. *Waste Management & Research*. (ISWA pub.) vol. 5, p. 453-464.
- Basabe P., 1992. Typologie des eaux souterraines du Flysch de la nappe tectonique du Niesen (Préalpes suisses). Thèse EPFL, Lausanne, p. 200.
- Béchéráz G.-M., 1992. Poison en sous-sol. 24 Heures du 21 mai 1992. p.2 .
- Belevi H., Baccini P., 1992. Long-term leachate emissions from municipal solid waste landfills. *Landfilling of Waste:leachate*. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 431-440.
- Bengtsson L., Bendz D., Hogland W., Rosqvist H., Akesson M., 1994. Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*. (Elsevier pub.) vol. 158, p. 203-217.
- Bensimon M. & Parriaux A., 1990: Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) to the determination of trace elements in water resources. *Memoires of the XXIIInd Congress of IAH*, EPFL, Lausanne, 1990, Part. 1, pp 314-319.
- Bensimon M., Looser M.O., Parriaux A., Reed N., 1993: Characterisation of groundwater and polluted water by ultra trace element analysis, using High resolution plasma source mass spectrometry (HR-ICP-MS). 173ème assemblée annuelle de l'Ac. Suisse des Sciences Nat. , *Eclogae geol. Helv.* 87/2: pp 325-334.
- Bersier A., 1952. Atlas géologique de la Suisse et notice explicative. Feuille Echallens (1223) au 1:25'000. Kümmerly et Frey AG.
- Billault Céline, 1988. Impact d'une décharge sur la qualité des eaux souterraines, cas de la décharge intercommunale de Thonon-Les-Bains. Rapport de DEA, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 176.
- Blavoux B., Dray M., 1971. Les sondages dans le complexe quaternaire du Bas-Chablais et leurs enseignements stratigraphiques. Leur intérêt pour l'hydrogéologie et l'hydrochimie régionale. *Revue de Géographie physique et Géologie Dynamique*. vol. XIII, 1, p. 17-34.
- Bonaventura V., 1985. Solventi clorurati: inquinamento delle falde sotterannee. *Antiinquinamento - Disinquinamento*, n.2.
- Bortolami G., De Luca D., Filippini G., 1990. Le acque sotterannee della pianura di Torino, aspetti e problemi. *Prov. di Torino*, p.21.
- Bortolami G., Di Molfetta A., Lachello F., 1985. Interazione fra attività antropiche e risorse idriche sotterannee nella provincia di Torino. *Prov. di Torino*, p.21.

- Bouvier J.-C. Canton du Jura - Protection du milieu souterrain. Dans: Inventaire spéléologique de la Suisse de Gigon R. et Wenger R. Commission de Spéléologie de la Soc. helv. des Sciences nat. pub. pp 19-21.
- Chambaz D., 1996. Concept suisse de traitement et de stockage des déchets. Séminaire CHYN, 5 p.
- Cheremisinoff Paul N. , 1990. Encyclopedia of Environmental Control Technology, Hazardous Waste Containment and Treatment. Cheremisinoff Paul N. (Library of Congress Cataloging-in-Publication data Gulf & Co pub.) vol. 4
- Christensen T.H., 1989. Environmental aspects of sanitary landfilling. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 17-25.
- Christensen T.H., 1992. Attenuation of leachate pollutants in groundwater. Landfilling of Waste:leachate. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 441-483.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., 1989. Basic biochemical processes in landfills. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 29-49.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., 1995. Landfill emissions and environmental impact: an introduction. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 3-12.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., La Cour Jansen J., 1992. Groundwater control monitoring at sanitary landfills. Landfilling of Waste:leachate. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 497-513.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Lyngkilde J., Tjell J.Ch., 1989. Behaviour of leachate pollutants in groundwater. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 465-481.
- Christensen T.H., Kjeldsen Peter, Stegmann R., 1992. Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gaz quality. Landfilling of Waste:leachate. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 119-137.
- Clement B., 1995. Physico-chemical characterization of 25 French landfill leachates. Proceedings Sardinia 95, 5 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 315-326.

- Cossu R., Serra R., 1989. Effect of codisposal on degradation process. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 285-297.
- Dagradi P., 1982: Introduzione alla geografia umana. Pàtron éd. Bologna, 466 p.
- Dalla Piazza R., 1995. Transfert des éléments traces en solution au cours de l'altération. exemple du Cr dans un sol brun acide. Soc.Suisse de Pédologie (SSP/BGS) doc. 6, Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz. Symp. des BGS Aarau.
- Dalla Piazza R., 1996. Géochimie des altérations dans trois écosystèmes sol tempérés: applications à l'acquisition des caractéristiques chimiques des solutés. Thèse EPFL, pp 339.
- Dauchy X., 1994. Usage de l'ICP-MS haute résolution dans l'étude de sites contaminés par des décharges. Rapport de stage post-doctorat. GEOLEP-EPFL, p.78.
- Davit A., Looser M.O., 1993. Le cône fluvio-glaciaire de Montricher (vaud, Suisse) - Revue de l'Association Française pour l'Etude du Quaternaire, vol. 4, n. 2-3, pp 83-90.
- De Los Cobos G., 1994. Valorisation des boues de lavage de gravière dans le domaine du stockage d'eau potable, d'eau chaude et de la rétention de substances polluantes. Thèse EPFL, Lausanne, 269 p.
- Del Greco O., Oggeri C., 1993. Geotechnical parameters of sanitary wastes. Proceedings Sardenia 93, 4 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. II, pp 1421-1432.
- Dematteis A., 1995: Typologie géochimique des eaux des aquifères carbonatés des chaînes alpines en Europe centrale et méridionale. Thèse EPFL, Lausanne, 226 p.
- Dematteis A., Hesske S., 1993: Elementi in traccia come traccianti geogenici, due esempi: acquiferi in rocce carbonatiche e in sedimenti molassici. 3° Convegno Nazionale dei Giovani Ricercatori di geologia Applicata, Potenza. pp 51-53.
- Deriaz P., Odier M., Amberger G., 1976. Galerie technique et d'eaux pluviales, Genève. Cadre géologique et caractéristiques géotechniques des formations rencontrées. Bull. tech. Suisse romande 4.
- Di Molfetta A., Filipponi B., Riccabone C., 1996. An automatic dewatering system for industrial waste disposal plants. 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, pp. 585-594.
- Dray M., 1970. Etude hydrogéologique du quaternaire de la région de Thonon(Haute-Savoie). Thèse de 3 ème cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 146.

- Dray M., 1993. Les terrasses de Thonon: aspects géologiques de la déglaciation würmienne et intérêt hydrogéologique. *Revue de l'Association Française pour l'Etude du Quaternaire*, vol. 4, n. 2-3, pp 77-82.
- Dray M., Parriaux A., Dubois J.D., 1990. Image synchrone de la composition isotopique de la couverture neigeuse des alpes de Suisse occidentale. *Hydrology in mountainous regions. I- Hydrological measurements; Water cycle*. IAHS pub.
- DTP Genève, 1992. Analyse et caractérisation des résidus d'incinération des ordures ménagères du canton de Genève à l'usine des Cheneviers. DTP Genève, rapport interne, p. 33.
- DTP Genève, 1992. Analyse et caractérisation des résidus d'incinération des ordures ménagères du canton de Genève à l'usine des Cheneviers. DTP Genève, rapport interne.
- Du Pasquier A., 1991. Technique de tri, de recyclage et de valorisation des ordures ménagères - Expérience de Châtel-St-Denis. Réalité ou utopie. *Déchets urbain, technologie, économie et politique*. Journée SIA, D 082.
- Dubois J.D., 1991: Typologie des aquifères du Cristallin: exemple des massifs des Aiguilles Rouges et du Mont-Blanc (France, Italie, Suisse). Thèse EPFL, Lausanne.
- Ehrig H.-J., 1980. Beitrag zum quantativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, 2nd ed.
- Ehrig H.-J., 1985. Sickerwasserbehandlung durch Flockung und Adsorption. Sickerwasser aus Mülldeponien - Einflüsse und Behandlung, Fachtagung. Ehrig Hans-Jürgen, Mennerich Artur éd. (Veröffentlichungendes Instituts für Stadtbauwesen pub.) vol. 39, p. 256-285.
- Ehrig H.-J., 1989. Leachate quality. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. éd. (Elsevier Applied Science pub.) p. 213-229.
- Ehrig H.-J., Scheelhaase T., 1993. Pollution potential and long term behaviour of sanitary landfills. *Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium, Cagliari (I)*. CISA (I) éd. vol. II, p. 1203-1225.
- EPA, 1990. HRS - Hazard Ranking System, Final Rule, rapp. EPA PB91-100800
- Etcheverry D., 1996. Valorisation des méthodes isotopiques pour les problèmes pratiques liés aux eaux souterraines (tritium, oxygène-18 et deutérium). Mémoire de cycle post-grade en géologie appliquée à l'ingénierie et l'environnement. EPFL Lausanne. p. 105.

- Evard D., Meury P., 1986. Canton du Jura - Hydrogéologie. Dans: Inventaire spéléologique de la Suisse de Gigon R. et Wenger R. Commission de Spéléologie de la Soc. helv. des Sciences nat. pub. pp 19-21.
- Fergusson Jack E., 1990. The heavy elements, chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon press éd.
- Fetter, C.W., 1992. Contaminant Hydrogeology. Macmillan éd. p. 458.
- Finnecy E.E., 1988. The case for co-disposal of hazardous waste with municipal waste. Hazardous waste: Detection, Control, Treatment, Proceedings Budapest. R. Abbou éd. (Elsevier pub.) p. 1199-1214.
- Foucault A., Raoult J.-F., 1984. Dictionnaire de géologie. Deuxième édition, Masson éd., pp.347.
- Freiburghaus S., 1994. Impact hydrogéologique d'une décharge en milieu karstique - l'Oiselier, Porrentruy (Jura). Cycle post grade en hydrologie et hydrogéologie. Diplôme. p. 54.
- Gabus J.H., Lemdal G., Weidmann M., 1987. Sur l'âge des terrasses lémaniques au sud-ouest de Lausanne. Bulletin de la soc. Vaudoise des Sciences naturelles, Lausanne. vol. 78-4 n°293, p. 419-429.
- Gasparini A., 1976. 1965-1985: évolution des caractéristiques hydrodynamiques, hydrogéochimiques de l'aquifère du delta de la Dranse (Haute-Savoie). Contribution à l'étude de cette nappe et modélisation. Rapport de DEA, Université Paris Sud Orsay. p. 169.
- Genon G., Marchese F., Paciti M., Canistro C., 1995. Quality of industrial landfill leachate at Barricalla site, Italy. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 235-246.
- Gentizon O., 1988. Influence de la décharge cantonale sur la nappe phréatique du Rhône dans le secteur Bernex Châtillon (Genève). Diplôme de géologie, Uni. de Genève.
- Gentizon O., 1989. Influence de la décharge cantonale sur la nappe souterraine du Rhône dans le secteur Bernex Châtillon (Genève). Diplôme d'Hydrogéologie, Uni. Neuchâtel.
- Gerber M., Wanner J., 1984. Geologischer Atlas des Schweiz und Erläuterungen. Blatt Langenthal (1128) au 1:25'000. Kümmerly et Frey AG.
- Gianpietro F., 1996. Obiettivi e strumenti di nuova normativa italiana sulla qualità delle acque. The impact of industry on groundwater resources, Cernobbio, revue de l'Ing. e Geologia degli acquiferi, n°6, pp 13-19.

- Gomez Martin M.A., Antigüedad Auzmendi I., Pérez Olozaga C., 1995. Landfill leachate: variation of quality with quantity. Proceedings Sardenia 95, 5 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 345-354.
- Gomez Martin M.A., Antigüedad Auzmendi I., Pérez Olozaga C., 1995. Multivariate analysis of leachate analytical data from different landfills in the same area. Proceedings Sardenia 95, 5 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 365-376.
- Goy-Eggenberger, D. 1993. Bilan hydrologique de la décharge de la Morenche, commune de Sottens. Diplôme post-grade en Ingénierie, sciences et management de l'environnement, EPFL.
- Gretillat P.-A., 1996. Systèmes aquifères de l'Ajoie (Jura suisse): éléments pour la carte hydrogéologique au 1:25'000. Thèse de l'Université de Neuchâtel.
- Helsel D.R., Hirsch R.M., 1992. Statistical methods in water resources. Elsevier, p. 522.
- Hesse S., 1994: Typisierung von Molassequellwässern zwischen Chambéry (F) und Linz (A): Konzept, Vorgehen und erste allgemeine Datenauswertung. 1er Congrès de l'IMYRAG, EPFL Lausanne, pp 115-120.
- Hesse S., 1995. Typologie des eaux souterraines de la Molasse entre Chambéry et Linz (France, Suisse, Allemagne, Autriche). Thèse EPFL, Lausanne, 246 p.
- Hölting B., 1992. Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Enke Stuttgart, 4e éd., p.202.
- Hotzl F., Werner A., 1992. Environmental isotopes study at the Breitnau experimental landfill (Austria). Proc. 6th Int. Symp. on water tracing. Karlsruhe. Balkema éd. pp 173-177.
- Jarre P., Chiappone A., De Renzo G., 1996. Release of organic compounds from an industrial plant in Itlay: environmental investigations and hydrogeological modelling. 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, pp. 829-840
- Johnson A., Huggenberger, Lichtensteiger Th., 1995. Comportement à long terme des décharges. Conséquences pour la pratique. EAWAG News. (EAWAG pub.) vol. 38, p. 22-25.
- Kent J.A., 1974. Handbook of industrial chemistry. (Van Nostrand Reinhold company pub.) p. 895.
- Lazzaretti C., Capuano F., 1996. Illegal landfills of ceramic muds in a risks areas: their contribution to the pollution of aquifers. Water Resources and the Environment, Priority of the Third Millenium, 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, pp. 185-192.

- Lecomte, P., 1995. Les sites pollués, traitement des sols et des eaux polluées. ANTEA, 198 p.
- Lee G.F., Jones R.A., 1991. Groundwater pollution by municipal landfills: leachate composition, detection and its water quality significance. *Groundwater management*. p. 257-271.
- Lefevre B., 1988. Vers un langage commun en matière de déchets toxiques et dangereux. L'expérience des communautés européennes. *Hazardous waste: Detection, Control, Treatment, Proceedings Budapest*. R. Abbou éd. (Elsevier pub.)
- Léon J., 1981. Etude du delta de la Dranse (Haute-Savoie). Contribution à l'étude de cette nappe et modélisation. Rapport de DEA, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 57.
- Léon J., 1983. Eléments pour la gestion de l'aquifère du delta de la Dranse (Haute-Savoie). Thèse de 3^{ème} cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 135.
- Lesage Suzanne & Jackson Richard E. , 1992. Groundwater contamination and analysis at Hazardous waste sites. *Groundwater contamination and analysis at Hazardous waste sites*. Lesage Suzanne & Jackson Richard E. éd. (Marcel Dekker, inc. pub.) p. 537.
- Leuenberger M., 1989. Geotechnische und vorwiegend hydrogeologische Probleme der Entsorgung. seminaire CHYN. (notes personnelles pub.)
- Leuenberger M., Grunder R., 1994. Evaluation des risques posés par les décharges. Exemple de la décharge industrielle de Bonfol, Suisse. *Bull. de l'AIGI*, Paris n° 50. p. 59-69.
- Liniger H., 1970. *Geologischer Atlas des Schweiz und Erläuterungen*. Blatt Bonfol (1065) au 1:25'000. Kümmerly et Frey AG.
- Looser M.O., Dauchy X., Bensimon M., Parriaux A., 1994: Surveillance du confinement de décharges à l'aide des traces et micro-traces minérales dans les eaux souterraines. *Géologie et confinement des déchets toxiques, 7^{ème} congrès de l'Association Internationale de Géologie de l'Ingénieur*, Lisbonne, pp 2979-2986.
- Looser M.O., Parriaux A. & Bensimon M., 1993. Surveillance des sites contaminés à l'aide des traces inorganiques - *Géologie et confinement des déchets toxiques, GEOCONFINE'93*, symposium international de Montpellier, 6p.
- Looser M.O., Soldi G.L., 1996. Utility of inorganic traces for landfill leachates characterization and groundwater monitoring. *Water Resources and the Environment, Priority of the Third Millenium, 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources*, May 1996, Como, pp. 555-565
- Looser, M., De Coulon, S., Maréchal, J.-C., Dematteis, A., Hesske, S., 1995 - Apports des traces minérales dans la typologie des eaux souterraines: le projet AQUITYP, 2^{ème}

- Rencontre Internationale des Jeunes chercheurs en Géologie Appliquée, Peveragno (Cuneo), Italie, Oct 1995, p. 338-343.
- Looser, M.O., Dematteis, A., 1995 - Aquifères des Préalpes Romandes: la source des Avants (Lias) et les sources de Grandchamp (Malm-Dogger), 2ème Rencontre Internationale des Jeunes chercheurs en Géologie Appliquée, Peveragno (Cuneo), Italie, p. 344-349.
- Magny M., Olive Ph., 1981. Origine climatique des variations du niveau du lac Léman au cours de l'Holocène, la crise de 1700 à 700 ans BC. Archives suisses d'anthropologie générale, Grenoble. vol. 45-2, p. 159-169.
- Mandia Y., 1991: Typologie des aquifères évaporitiques du Trias dans le bassin Lémanique du Rhône (Alpes Occidentales). Thèse EPFL, Lausanne.
- Martinson C., 1994. Geochemical interactions of a saline leachate with Molasse at a landfill site: A case study. *Eclogae geol. Helv.* 87/2. Birkhäuser éd. (Soc. Suisse de Géol pub.) vol. 87/2, p. 473-486.
- Martinson C., 1996. Schadstoffausbreitung im umfeld der Deponie. Altlast Sondermülldeponie Kölliken sichern oder sanieren?. Tagungsleitung E. Hoehn, Veranstalter KS Kölliken.
- Matter B., Gschwind N., 1989. Abwasserreinigung bei der Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol. *Gas-Wasser-Abwasser*, Heft 7.
- Matthess G., 1994. Die Beschaffenheit des Grundwassers. *Lehrbuch der Hydrogeologie* Bd. 2 -3. überarbeitete Auflage, Borntraeger, Berlin.
- Mazor E., 1991. Applied chemical and isotopic groundwater hydrology. Open Univ. Press. p.270.
- Merian E., 1991. Metals and their compounds in the environment. Occurrence, Analysis and Biological relevance. Mérian éd. (VCH USA pub.)
- Ministère de l'Environnement, 1986. Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge des déchets industriels, extrait. Ministère de l'Environnement, Neuilly-sur-Seine éd. p. 60.
- Mohamed A.M.O. et Yong R.N., 1996: Diffusion of contaminant through clay barrier under acidic conditions. *Engineering Geol. of Waste Disposal*, Bentley S.P. ed., Geol. Soc. Eng.Geol. Special Pub n°11, pp 279-289.
- Nativel M., 1996. Interaction entre les routes et l'environnement souterrain. Rapport de stage, Cycle Post-grade de géologie appliquée à l'ingénierie et à l'environnement, EPFL.

- Neretnieks I., 1996. Contaminant transport mechanisms. 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, IGEA n°6.
- Niininen M., Kalliokoski P., Pärjälä E., 1995. Quality of landfill leachates and their effect on groundwater. Green 93, Waste disposal by Landfill. Sarsby éd. (Balkema pub.) p. 655-659.
- Noël F., 1996. Etude d'impact des rejets de la décharge de "SOR" sur le réseau des eaux usées et sur les eaux claires sous-jacentes. Rapport de synthèse, Office de la protection de l'environnement, Fribourg.
- OFEFP, 1984. Enquête sur les déchets 1982/83. Cahier de l'environnement. OFEFP éd. vol. 27, p. 56.
- OFEFP, 1986. Lignes directrices pour la gestion des déchets en Suisse. Cahier de l'environnement. OFEFP éd. vol. 51,
- OFEFP, 1987. Enquête sur les déchets spéciaux en Suisse. Cahier de l'environnement. OFEFP éd. vol. 63,
- OFEFP, 1987. Traitement et solidification des résidus de l'incinération des déchets urbains. Cahier de l'environnement. OFEFP éd. vol. 62, p. 127.
- OFEFP, 1988. Droit de l'environnement: vers le paradis retrouvé. OFEFP.
- OFEFP, 1988. Les déchets. OFEFP.
- OFEFP, 1990. Entsorgung von Sonderabfällen in der Schweiz. Cahier de l'environnement. OFEFP éd. vol. 141,
- OFEFP, 1990. L'état de l'environnement en Suisse. OFEFP.
- OFEFP, 1994. Concept de gestion des sites contaminés pour la Suisse - Objectifs et mesures. Cahier de l'environnement. vol. 220,
- Parriaux A. et Mayoraz R., 1990: Fragilité des ressources en eaux du Jura ou le jeu des probabilités à la vallée de Joux. Bull. de la soc. Neuchateloïde des Sciences Nat., T113.
- Parriaux A., Bensimon M., 1990. Some rules for the design and the management of observation networks for groundwater resources. Memoires of the 22nd Cong. of IAH, Vol,XXII, Lausanne, p. 719-727.
- Parriaux A., Dubois J.D., Mandia Y., Basabe P., Bensimon M., 1990: The AQUITYP project: towards an aquifer typology in the alpine orogen. Memoires of the XXIIInd Congress of IAH, EPFL, Lausanne, Part 1, 254-262.

- Parriaux A., Mandia Y, Dubois J.-D., 1990. The concept of protection zone in karstic mountains. *Memoires of the 22nd Cong. of IAH, Vol,XXII, Lausanne, p. 1136-1143.*
- Parriaux A., Zahner P, Mandia Y., 1988. Méthode de caractérisation synthétique de secteurs susceptibles d'accueillir une décharge pour déchets chimiques. *Colloque AIH, Orléans.*
- Pasqualini E., Bellezza I., Manassero M., Veggi S., 1996. Design and construction of the main hazardous waste landfill in Italy. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement. *Ecol Nat. Pont et Chaussée, Paris.*
- Pavone F., Soldi G.L., Bussi C., Genon G., 1991. Valuation of environmental impact of an industrial wastes landfill plant. *Proceedings Sardinia 91, 2nd International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. II, p. 1677-1685.*
- Perret J.-L., 1996. Organisation, responsabilité, financement des assainissements de décharges à l'échelle d'un canton. *Bul de l'Assoc. Romande pour la protection des eaux et de l'air, n° 191, pp 27-30.*
- Perret, J.-L., 1996. Détermination des sites de décharges contaminés: approche vaudoise. *La décharge et son environnement hydrogéologique, séminaire CHYN, 5p.*
- Perrin R. & Scharff J.P., 1993. *Chimie Industrielle I & II. Masson éd.*
- Peters T., 1993. Chemical and physical changes in the subsoil of three waste landfills. *Waste Management & Research. ISWA éd. vol. 11, p. 17-25.*
- Poncet C., 1977. Le delta de la Dranse (Haute Savoie), climatologie, hydrogéologie et géochimie. *Thèse de 3 ème cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 190.*
- Poncet C., Desroches P., 1993. La station d'épuration des régions de Thonon et d'Evian-Les-Bains. *Syndicat d'Epuration des régions de Thonon et d'Evian-Les-Bains. p. 16.*
- Potts P.J. , Tindle A.G. , Webb P.C., 1992. *Geochemical reference material compositions, rocks, minerals, sediments, soils, carbonates, refractories & ores used in research & industry. (Whittles, U.K. pub.)*
- Puls R.W., Barcelona M.J., 1989. Filtration of ground water samples for metals analysis. *Hazardous Waste and Hazardous Materials, Vol. 6(4), pp. 385-393.*
- Purves David, 1985. *Trace-element contamination of the environment. Fundamentals aspects of pollution control and environmental Science. Elsevier éd. vol. 7,*
- Rail Chester D., 1988. *Groundwater contamination, sources, control and preventive measures. (Technomic, Lancaster pub.)*
- Reeves R.D., Brooks R.R., 1978. *Trace element analysis of geological materials. Chemical analysis Vol.51. Elving & Winefordner éd. p.421.*

- Réméniéras G. L'hydrologie de l'ingénieur. Eyrolles éd.
- Ricour J., Lallemand-Barrès A., 1994. Sites pollués et déchets. Ed.BRGM-Orléans, p. 128.
- Robinson H.D., Gronow J., 1993. A review of landfill leachate composition in the UK. Proceedings Sardenia 93, 4 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, pp 821-832.
- Robinson H.D., Gronow J., 1996. Tritium levels in leachate from domestic wates in landfill sites. Proceedings Sardenia 95, 5 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd.vol. I, pp 377-390.
- Rodier J., 1971. L'analyse chimique de l'eau. Dunod éd. p.700.
- Rowe R.K., 1995. Leachate characteristics for MSW landfills. Proceedings Sardenia 95, 5 International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 327-344.
- Rozanski K., Gonfiantini R., Araguas-Araguas L., 1991. Tritium in the global atmosphere: distribution pattern and recent trend. J. Phys. G: Nucl. Part Phys. 17.
- Rump H.H., Herkoltz K., 1990. Probennahme, vorbereitung und Analytik. In Altlasten, Erkennen, Bewerten, Sanieren, Weber H.H.Hrsg. Springer Verlag. pp 108-133.
- Sampaolo A., Caramuscio P., 1993. Environmental effects of industrial solid waste disposal: prediction and monitoring methods. Proceedings Sardinia 91, Third International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. p. 1711-1720.
- Schmassmann H., 1990. Hydrochemische Synthese Nordschweiz: Tertiär- und Malm-Aquifere. NAGRA, NTB 88-07, Baden, p. 244.
- Schmidt F., 1996. Assainissement de la décharge de Réverule, Penthaz / Vufflens-la-Ville. Bull. de l'Assoc. Romande pour la protection des eaux et de l'air, n° 191, pp 31-33.
- Schneider A., 1960. Geologie des Gebietes von Siegfriedblatt Porrentruy (Berner Jura). Beiträge zur Geologischen Karte des Schweiz. Neue Floge 109. p. 71.
- Schweizer H.-U., 1970. Beiträge zur Hydrogeologie der Ajoie (Berner Jura). Beitr. Geol. Schweiz. Hydrogeologie 17, Bern, p. 224.
- Schwille F. (1984) Migration of organic fluid immiscible with water in the insature zone. Ecological studies, n.47, Springer Verlag, Berlin 1984.
- Shaw D., 1964. Interprétation géochimiques des éléments en traces dans les roches cristallines. Masson Paris éd., p. 237.
- Shreve R. Norris & Brink Joseph. A., 1977. Chemical process Industries. Mac GrawHill éd.

- SIA, 1991. Déchets urbains: technologie, économie et politique. Documentation SIA D082. SIA éd.
- Sigg L. Stumm W., Behra P. 1992. Chimie des milieux aquatiques. Masson éd.
- Soldi G.L., Bussi C., Bertello A., Pavone F., 1996. Groundwater monitoring at municipal and industrial waste disposal facilities in Turin area (Italy): results and problems. Water Resources and the Environment, Priority of the Third Millenium, 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, pp. 573-583.
- Stampfli E., 1992: A la recherche d'installations de stockage pour déchets spéciaux stabilisés. Espace, Bull. du Département des travaux publics, de l'aménagement et des transports du canton de Vaud, 4p.
- Struillou R., 1996 a. Traitement et stockage des déchets spéciaux. Cours du cycle postgrade en géologie de l'ingénieur EPFL, photocopié. p. 48.
- Struillou R., 1996 b. Problématique de la réhabilitation des sites et des sols pollués. Cours du cycle postgrade en géologie de l'ingénieur EPFL, photocopié. p. 48.
- Stumm W., Morgan J.J., 1981. Aquatic chemistry. 2nd éd, J. Wiley & sons éd. 780 p.
- Suais, M.F., Wafelman C., 1993. Ancienne usine à gaz de Lyon-Perrache (France): diagnostic et traitement préliminaire en vue de la réutilisation d'un site aujourd'hui en zone urbaine. Pollutec'93, Techniques sciences et méthodes, n° 9, pp411-418.
- Tardent J.L., 1996. Sanierungskonzept des Konsortiums. Altlast Sondermülldeponie Kölliken sichern oder sanieren?. Tagungsleitung E. Hoehn, Veranstalter KS Kölliken.
- Tazioli G., 1996. The use of isotope techniques in groundwater pollution studies due to industrial activities. Water Resources and the Environment, Priority of the Third Millenium, 1st Int. Conf., the Impact of industry on groundwater resources, May 1996, Como, pp. 565-571.
- Thorstenson, 1984. The concept of electron activity and its relation to redoxpotentials in aqueous geochemical systems. U.S. Geol.Survey Open-File Rep. 84-072, 1984.
- U.S. Geological Survey, 1987: National water summary 1986. Hydrologic events, selected water-quality trends and groundwater ressources. U.S: Geol. Survey Water Paper 2325.
- Vance C.K., Zellweger G.W., Blair F.J., 1974. Filter pore-size effect on the analysis of AL, Fe, Mn and Ti in water. Water resources research, vol.10 n°4, pp 785-790.
- Veuthey F., 1996. Bases légales et procédures: problèmes soulevés par leur application. Bull. de l'Assoc. Romande pour la protection des eaux et de l'air, n° 191, pp 19-25.

- Vial R., 1976. Etudes géologique et hydrogéologique de la région de Thonon-Douvaine (Haute-Savoie). Contribution à l'étude de cette nappe et modélisation. Thèse de 3^{ème} cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. p. 169.
- Weber Hans H., 1990. Altlasten: Erkennen, Bewerten, Sanieren. (Springer-Verlag pub.) p. 395.
- Wenger C., 1995. Etat de la gestion des sites contaminés en Suisse. Département fédéral de l'Intérieur, Office féd. de l'environnement, des forêts et du paysage. 5p.
- Wenger C., 1996. Concept suisse de gestion des sites contaminés. La décharge et son environnement hydrogéologique, séminaire CHYN, 6 p.
- Wersin, P., 1996. Programme de recensement et de traitement des sites contaminés du canton de Berne: état actuel et mesures prévues. La décharge et son environnement hydrogéologique, séminaire CHYN, 3 p.
- WTW, 1989. pH-Fibel - Einführung in die pH- und Redox-Messtechnik. Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW) GmbH, D-8120 Weilheim i. OB.
- WTW, 1993. Leitfähigkeit-Fibel - Einführung in die Konduktometrie. Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW) GmbH, D-8120 Weilheim i. OB.
- Wyssling L., 1994. Altlasten-Abklärung Gaswerkareal Zug, Hydrogeologischer Bericht mit Angaben über die Sanierungskosten. Baudirektion des Kantons Zug.
- Zanetti M.C., Genon G., 1995. Prediction by lab test of industrial leachate quality. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Cagliari (I). CISA (I) éd. vol. I, p. 213-222.
- Zief M., Mitchell J.W., 1977. Contamination control in trace element analysis. Chemical analysis, vol.47. J. Wiley & sons éd., p.262 .
- Zingg André, 1992. Eléments sur l'analyse des dangers et évaluation des sites contaminés. Journée d'information. OFEFP éd.

ANNEXE I

Données brutes des échantillons analysés dans le cadre de ce travail:
(classement par code)

La rubrique "influence" est basée sur les observations décrites au chapitre III "Description des sites échantillonnés".

ANNEXE I

code	BAR-1	BAR-2	BEI-1	BEI-2	BEI-3	BEI-4	BEI-5	BIE-1
date éch.	25.10.95	25.10.95	17.10.95	17.10.95	17.10.95	17.10.95	17.10.95	03.06.94
labo	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO
pays	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	CH
région	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Vaud
type de déch	DS	DS	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DR
ouverture du site	1989	1989	1991	1991	1991	1991	1991	1960
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	1996
type de géologie	déch.	déch.	déch.	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	moraine
type de prél.	s	s	s	d	d	d	d	s
type de piézo.	-	-	-	acier	PVC	acier	acier	-
type d'eau	perc.	perc.	perc.	sout.	sout.	sout.	sout.	surf.
position	drain	drain	drain	aval	amont	aval	aval	aval
influence	.	.	.	+	o	+	+	o
altitude réf. [msm]	≈250	≈250	≈247	≈249	251.2	≈249	≈249	670
niveau [m]	-	-	-	6	5.28	6.13	5.74	
alt. piézo. [msm]	-	-	-	243	245.9	242.9	243.3	
aspect	col. /od.	col. /od.	col. /od.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]								-
T [°C]				15.4	14.3	16.4	16.1	14.2
CE [μS/cm]	24700	48000	18200	640	490	610	620	250
pH [-]	7.9	9.6	7.6	7	7.8	7.1	7	7.1
Eh mes. [mV]				-62	40	-55	-10	
Eh [mV]				0.145	0.247	0.152	0.197	
rH [-]				18.9	24	19.3	20.7	
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]		215.6		38.8	28.8	33.6	35.7	
SO4 [mg/l]	2400	7200		91	89	104	94	4.5
NO3 [mg/l]				16.7	35.6	14.1	24.64	0
Cl [mg/l]	9000	20000	2300	25	17	21	22	1.5
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]				317.2	176.9	292.8	305	198.3
NO2 [mg/l]				0	0	0	0	
Σ anions [méq/l]				8.1	5.8	7.8	8	
Ca [mg/l]		650		96	84	92	97	59.9
Sr [mg/l]	3.86	1.552	0.978	0.319	0.931	0.976	1.315	
Na [mg/l]	7400	16650	1500	15	16	13	17	
Mg [mg/l]	185	130		36	19	26	28	
K [mg/l]	1400	5600		3.4		6.2	4	
NH4 [mg/l]	800	500	2300	2	0	9.1	1.2	
Σ cations [méq/l]		1021.5		8.9	6.5	9.5	8.3	
bal. ion. [méq/l]				1.1	1.1	1.2	1	
erreur [%]				4.7	5.7	9.8	1.8	
TSD [mg/l]				608.8	438.6	578.9	600.7	
TID [méq/l]				17	12.3	17.3	16.3	
Fe [mg/l]	0.17	0.35	1.4	3.81	0	4.14	0.59	0
Mn [mg/l]	0.87	1.21	0.64	3.82	0	4.11	6.25	0
P [mg/l]	3	5	13	0	0	0	0	
Si [mg/l]								
Tritium [UT]				26	19	17	12	
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]								
DBO5 [mg/l]	5200	9600	560					
DCO [mg/l]	15500	33000	3200					

ANNEXE I

code	BAR-1	BAR-2	BEI-1	BEI-2	BEI-3	BEI-4	BEI-5	BIE-1
FD [-]	25	50	20	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	9	<25	10					0
Al [µg/l]	991.5	301.1	610.4	17.8	4.8	23.3	31.3	0.1
As [µg/l]	47.1	40	19.5	0.7	0.1	0.2	0.1	
Au [µg/l]	0	0	0					
B [µg/l]	8822.5	7350	5362	78	77	95.4	110.2	8
Ba [µg/l]	1433	76.9	307.8	81.9	19.9	99.3	73	7.7
Be [µg/l]	0	0	0					
Bi [µg/l]	2	8.1	0.7					0
Br [µg/l]	24703	54210	4042.6	27.4	30	20.2	34.9	0.1
Cd [µg/l]	1.6	5.9	2.5	0	0	0	0	0.1
Ce [µg/l]	0	0	0					
Co [µg/l]	35.3	59.6	88.1	7.6	0.2	7.6	23.8	0.1
Cr [µg/l]	300.6	541.1	318.8	0.4	2.7	0.5	0.8	0.1
Cs [µg/l]	17.1	831.4	3.9	0	0	0	0	0.1
Cu [µg/l]	26.6	7.8	33.1	0.6	0.4	0.8	1.1	1.39
Ga [µg/l]	0.5	3.7	0.6					
Ge [µg/l]	0	0	0					
Hf [µg/l]	0	0	0					
Hg [µg/l]	2.4	6.4	1.6	0	0	0	0	0
I [µg/l]	1297.5	980	294	5.9	0.8	1.1	3.9	29.8
In [µg/l]								
Ir [µg/l]	0	0	0					
La [µg/l]	0.1	0.4	0.4	0.1	0.1	0.2	0.3	
Li [µg/l]	1937.5	1661	148	4.8	2.4	3.8	3.6	0.7
Mo [µg/l]	1810	15108	16	0.8	0.2	0.7	0.9	0.1
Nb [µg/l]	0	0	0					
Nd [µg/l]	0	0	0					
Ni [µg/l]	2369.6	1999.6	537.2	318.9	16.4	334.6	612.3	0.1
Os [µg/l]	0	0	0					
Pb [µg/l]	1.4	9.8	0.6	5	20	5	7	0.1
Pd [µg/l]	0	0	0					
Pt [µg/l]	0	0	0					
Rb [µg/l]	1380.7	16335	1275.7	2.7	1.4	1.1	3.4	0.1
Re [µg/l]	0	0	0					
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]	0	0	0					
Sb [µg/l]	27.7	20.8	13.7	0.1	0.1	0	0.1	
Sc [µg/l]	1	2.5	0.5	0.1	0	0.1	0.2	0
Se [µg/l]	217.5	505	24	0.1	0.1	0.1	0.1	
Sn [µg/l]	2.9	6.4	96.2	0	0	0	0	0
Ta [µg/l]	0	0	0					
Te [µg/l]	0	0	0					
Th [µg/l]	0	0	0					
Tl [µg/l]	7.5	40	104	0.3	0.4	0.3	0.4	
Tl [µg/l]	0	0	0					
U [µg/l]	0.2	0.8	1.3	2.4	1.2	2.7	3.6	0.5
V [µg/l]	345.3	167.2	47.7	0.1	0.3	0.1	0.2	0.4
W [µg/l]	179.9	492.6	24.5	0.1	0.1	0	0	0
Zn [µg/l]	295.5	321.4	690.2	5.9	2.3	5.5	9.8	6.14
Zr [µg/l]	31.1	31.5	33.4	0	0.1	0	0	0.1

ANNEXE I

code	BIS-01	BIS-02	BIS-03	BIS-04	BON 01	BON 02	BON 03	BON 04	BON 05
date éch.	13.07.93	13.07.93	13.07.93	13.07.93	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Valais	Valais	Valais	Valais	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura
type de déch	DR	DR	DR	DR	DS	DS	DR	DS	DS
ouverture du site	1960	1960	1960	1960	1961	1961	1990	1961	1961
fermeture du site	-	-	-	-	1976	1976	-	1976	1976
type de géologie	moraine	moraine	moraine	moraine	all. Ter	all. Ter	déch.	all. Ter	all. Ter
type de prél.	s	s	s	s	d	d	s	d	s
type de piézo.	-	-	-	-	acier zn	acier zn	-	acier zn	acier zn
type d'eau	surf.	surf.	surf.	surf.	sout.	sout.	perc.	sout.	sout.
position	amont	aval	aval	aval	aval	aval	aval	amont	amont
Influence	o	o	+	+	+	+	.	o	o
altitude réf. [msm]	≈1370	≈1330	≈1340	≈1335	476.8	477.94	≈450	475.34	475.56
niveau [m]					20.7	22.27	-	17.22	≈76
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	456.1	455.7	-	458.1	399.6
aspect	limp.	limp.	col	limp.	limp.	limp.	tr	limp.	limp.
débit [l/mn]	<20	<20	<20	<20	-		<20		
T [°C]	12.2	12.2	10.7	10.9	10.1	10.6	10	9.5	10.1
CE [μS/cm]	200	213	1265	1730	118	201	850	210	424
pH [-]					6.25	6.95	7.2	7.5	7.2
Eh mes. [mV]					195	-47	134	172	143
Eh [mV]					0.402	0.16	0.341	0.379	0.35
rH [-]					26.1	19.3	25.9	27.8	26.2
O2 [mg/l]					5.3	5.5	5.9	7.1	5.2
O2 [%]					50	52	55	66	49
Dtot [°F]					7.2	10.2	34.1	16.4	25.1
SO4 [mg/l]					3.9	27.8	128.8	20.7	24.6
NO3 [mg/l]					1.7	4.6	5.8	5.4	12.4
Cl [mg/l]					2.5	17	51.8	13.2	14.2
F [mg/l]					0.2	0.02	0.4	0.1	0.2
HCO3 [mg/l]					96.4	67.09	367.6	184.8	283.1
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]					1.8	2.2	10.3	3.9	5.8
Ca [mg/l]					26	36.2	63	60.7	92.8
Sr [mg/l]					0.048	0.059	1.996	0.073	0.129
Na [mg/l]					4.2	2.2	68.2	4.2	5
Mg [mg/l]					1.8	2.9	44.7	3	4.8
K [mg/l]					0.4	0.7	10.8	0.2	2.2
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]					1.6	2.2	10.1	3.5	5.3
bal. ion. [méq/l]					0.9	1	1	0.9	0.9
erreur [%]					-5.9	0	-1	-5.4	-4.5
TSD [mg/l]					147.6	170	756.2	305.2	448.2
TID [méq/l]					3.4	4.4	20.4	7.4	11.1
Fe [mg/l]	0	0	0	0	0.14	2.89	0.01	1.45	0.54
Mn [mg/l]	0	0	0	0	0.01	0.23	0	0.05	0.09
P [mg/l]									
Si [mg/l]					9.5	5.4	5.8	9.8	3.4
Tritium [UT]					45	35	134	18	59
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]					0.9	10		0.7	1.3
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	BIS-01	BIS-02	BIS-03	BIS-04	BON 01	BON 02	BON 03	BON 04	BON 05
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0	0	0					
Al [µg/l]	8.1	12.3	0.1	7.2	20.5	1152.1	4.8	118.6	99
As [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.8	1.6	0.2	0.2
Au [µg/l]									
B [µg/l]	2.7	2.2	13.3	32.3	4.4	5.4	964.7	184	33.9
Ba [µg/l]	5.1	4.4	3.7	8.9	16.9	47.9	380.8	22.3	136.8
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]	0	0	0	0					
Br [µg/l]	0.4	0.2	22.7	41.7	175.7	137.9	84.2	14.7	31.9
Cd [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1					
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	4.3	97.2	0.4	1.1
Cr [µg/l]	0.1	0	0.1	0.1	0.4	4.9	0.4	1	1.5
Cs [µg/l]	0.3	0.1	0.1	0.1	0	0.2	0.1	0.1	0
Cu [µg/l]	0.5	0.3	0.1	2.6	0.7	2.7	2.8	49.5	42.3
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	0	0	0	0					
I [µg/l]	0.1	6.5	117	341	0.9	1.8	4.1	0.6	0.8
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]	0	0	0	0	0.1	6.7	0.2	0.7	0.1
Li [µg/l]	1.3	1.1	1.4	3.8	5.7	6.1	397.9	5.6	4.4
Mo [µg/l]	0.4	0.4	0.1	0.2	0.1	0.1	7.8	0.2	1.2
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	1.5	8.4	105.2	1.7	6.9
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1					
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.9	0.5	6.2	68.1	0.8	0.1
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]					0	0.1	5.5	0.2	0.8
Sc [µg/l]	0	0	0	0	0	0.3	0.1	0.1	0
Se [µg/l]	0.1	0.1	1	1.2	2	1	2.4	1.2	1.8
Sn [µg/l]	0	0	0	0	0	0.2	0.1	0.1	0.2
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	7.1	0.3	1.7	2.3
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	0.2	0.2	0.4	0.5	0	0.5	5.4	0.1	0.2
V [µg/l]	0.2	0.2	0.1	0.2	0.3	5	1.1	1	0.5
W [µg/l]	0	0	0	0	0.1	0	1.5	0.1	0.1
Zn [µg/l]	5.8	5.7	0.1	1.3	603.5	1493.4	5192.3	1145.7	4337.3
Zr [µg/l]	0	0	0	0	0.2	0.2	1.8	0.1	0.2

ANNEXE I

code	BON 06	BON 07	BON 08	BON 09	BON 10	BON 11	BON 12	BON 13	BON 14
date éch.	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95	26.04.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura	Jura
type de déch	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DR
ouverture du site	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1985
fermeture du site	1976	1976	1975	1976	1976	1976	1976	1976	1996
type de géologie	all. Ter	all. Ter	argiles	argiles	déch.	argiles	argiles	déch.	déch.
type de préél.	d	d	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	acier zn	acier zn	acier	acier	-	acier	acier	-	-
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	trait.	perc.ass.	perc.ass.	trait.	perc.
position	amont	amont	aval	aval	EE	aval	aval	EC	drain
influence	+	+	+	+	(•)	•	•	(•)	•
altitude réf. [msm]	478.73	477.36	≈470	474.46	≈470	472.14	≈470	≈470	≈470
niveau [m]	19.95	18	2.71	7.15	-	2.02	5.43	-	-
alt. piézo. [msm]	458.8	459.4	467.3	467.3	-	470.1	464.6	-	-
aspect	limp.	limp.	tr	tr	limp.	col./ od.	col./ od.	limp.	col./ od.
débit [l/mn]									
T [°C]		10.6		9.8	10	9.1	9.6		
CE [μS/cm]	94	431	247	284	79	10120	28100	2350	785
pH [-]	5.8	7.28	6.8	6.9	7	6.5	6.6	7	6.7
Eh mes. [mV]	176	97	-98	-143	62	-86	-139	88	103
Eh [mV]	0.383	0.304	0.109	0.064	0.269	0.121	0.068	0.295	0.31
rH [-]	24.5	24.8	17.3	16	23.1	17.1	15.5	24	23.9
O2 [mg/l]	5.2	5.9	1	0.3	5.9	1.3	1	7.6	2.1
O2 [%]	38	56	7	3	55	12	9	55	15
Dtot [°F]	6	28.6		12.3	7.6	310.9	411.2	57	35.6
SO4 [mg/l]	27.9	26.2		20.3	15.6	100	670	292.7	40.1
NO3 [mg/l]	4.2	2.5		2.5	2.77			256	1.4
Cl [mg/l]	16.4	7.3		14.9	9.6	3140	8425	540	31.2
F [mg/l]	0.1	0.2		0.1	0.1				
HCO3 [mg/l]	20.7	333.8		131.3	68.8	808.1	3200	283.3	482.6
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]	1.5	6.3		3	1.8	103.9	304	30.1	9.6
Ca [mg/l]	21	106.6		45	28	938	1030	193.8	127.1
Sr [mg/l]	0.034	0.121	0.093	0.075	0.024	4.103	6.686	0.613	0.282
Na [mg/l]	3.1	5.3		6.8	1.9	798	6250	350	20.2
Mg [mg/l]	1.9	4.8		2.7	1.5	187	375	21	9.5
K [mg/l]	0.6	1.3		0.3	1.9	10	9.5	54	25
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]	1.4	6		2.8	1.7	97.3	354.5	28	8.6
bal. ion. [méq/l]	0.9	1		0.9	0.9	0.9	1.2	0.9	0.9
erreur [%]	-3.4	-2.4		-3.4	-2.9	-3.3	7.7	-3.6	-5.5
TSD [mg/l]	117.5	504		265.8	135.2	6218.4	20830	1997.3	740
TID [méq/l]	2.9	12.3		5.8	3.5	201.2	658.5	58.1	18.2
Fe [mg/l]	7.97	2.43	21.08	26.01	0.47	195.54	662.5	0.01	0.75
Mn [mg/l]	0.54	0.7	1.09	0.2	0.42	15.84	129.23	0.01	0.86
P [mg/l]									
Si [mg/l]	7	5.2		15	3.8				
Tritium [UT]	53	29		60	25	3771	24776	731	211
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]	6			2.2					
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	BON 06	BON 07	BON 08	BON 09	BON 10	BON 11	BON 12	BON 13	BON 14
FD [-]	1	1	1	1	1	10	25	5	1
Ag [µg/l]						<5	<10	<2	<0.5
Al [µg/l]	1661.3	1596.4	182.7	80.6	36.8	3897.9	3087.8	32.9	57.2
As [µg/l]	0.7	0.4	0.4	0.5	0.5	28.3	32.1	<5	3.3
Au [µg/l]							0		
B [µg/l]	22.7	16	14.5	6.7	15.4	312	690	2561.5	192.1
Ba [µg/l]	58.7	47.4	21.1	16.3	12.1	11192	363.7	75.6	140.3
Be [µg/l]							0		
Bi [µg/l]						0.8	2.5	0.3	0
Br [µg/l]	21.3	16.2	19.4	130.9	7.8	312	44353	2561.4	192.1
Cd [µg/l]						0.4	1.8	0.1	0
Ce [µg/l]							6.2		
Co [µg/l]	8.3	4.9	1.5	7.8	0.3	81.2	142.7	1.7	3.4
Cr [µg/l]	4.6	5.7	1.2	3.9	0.3	57.6	336.6	2.4	1.8
Cs [µg/l]	0.2	0.1	0.1	0.5	0	5.3	1	0.4	0
Cu [µg/l]	17	13.5	36.6	2.1	0.1	38.6	4.7	1	2.3
Ga [µg/l]						2	1.2	0.1	0
Ge [µg/l]							0		
Hf [µg/l]							0		
Hg [µg/l]						2	4.4	0.6	0.1
I [µg/l]	0.9	1.4	0.6	1.5	0.5	303	1310	12.5	10.1
In [µg/l]									
Ir [µg/l]							0		
La [µg/l]	8.6	4.4	0.4	0.6	0.1	11.8	13.5	0	0.1
Li [µg/l]	6.8	6.1	5.2	6.7	1.1	3	17.5	447	15.2
Mo [µg/l]	0.3	0.3	0.4	0	0	1	12.5	1.5	0.5
Nb [µg/l]							0		
Nd [µg/l]							0		
Ni [µg/l]	41.1	7.2	12.5	8.5	1.9	144.3	1012.9	17.1	7.1
Os [µg/l]							0		
Pb [µg/l]						0.7	2.2	0.3	0
Pd [µg/l]							0		
Pt [µg/l]							0		
Rb [µg/l]	4.6	2.6	1.5	1.2	2.1	11.3	22.1	22.1	10.9
Re [µg/l]							0		
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]							0		
Sb [µg/l]	0.3	0.6	0.1	0	0	2.2	2.2	24.8	0.8
Sc [µg/l]	0.1	0.3	0	0	0.1	1.5	1.2	0.1	0.1
Se [µg/l]	2	7	1.3	2.7	1.3	1875	4197.5	91	1.3
Sn [µg/l]	0.2	0.1	0	0.5	0.1	0.5	1.2	0.1	0
Ta [µg/l]							0		
Te [µg/l]							0		
Th [µg/l]							0		
Ti [µg/l]	2.5	3.2	1.6	0.6	1	24.4	30	0.5	1.3
Tl [µg/l]							0		
U [µg/l]	0.3	0.7	0	0.9	0	2.5	8.3	0.3	1.4
V [µg/l]	5.3	6.4	0.3	0.7	0.1	17.4	733.3	0.3	3.2
W [µg/l]	0.8	0.2	0	0	0.1	0.3	2.1	0.2	0.2
Zn [µg/l]	4224.3	5763	93.6	358.9	204	3501.4	15742	53	375
Zr [µg/l]	0.2	0.3	0.1	0.1	0.1	2.7	6.2	0.9	1

ANNEXE I

code	BON 15	BON 16	BOT-01	BRE-01	BRE-02	BRE-03	CAS-1	CAS-2
date éch.	26.04.95	26.04.95	26.05.92	26.05.92	26.05.92	26.05.92	12.10.95	12.10.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO +USSL	GEO +USSL
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Italie	Italie
région	Jura	Jura	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Torino	Torino
type de déch	DS	DS	DR	DR	DR	DR	DU+	DU+
ouverture du site	1961	1961	1990 ?	1960?	1960?	1960?	1990	1990
fermeture du site	1976	1976	-	-	-	-	-	-
type de géologie	déch.	all. Ter	fl-glac.	molasse	molasse	molasse	all. plaine	all. plaine
type de préél.	s	s	s	s	s	s	s	d
type de piézo.	-	acier in.	-	-	-	-	-	PVC
type d'eau	perc.	sout.	perc.ass.	surf.	surf.	surf.	perc.	sout.
position	drain	aval	aval	amont	aval	aval	drain	aval
influence	•	o	•	o	+	o	•	+
altitude réf. [msm]	≈470	473.06	≈710	≈770	≈770	≈770	≈267	283.85
niveau [m]	-	16.38					-	23.06
alt. piézo. [msm]	-	456.7	-	-	-	-	-	260.8
aspect	col./ od.	limp.	tr	limp.	limp.	limp.	col./ od.	limp.
débit [l/mn]				<50	<50	<50		
T [°C]		10.4						13.8
CE [μS/cm]	46900	110	704	420	454	443	2700	565
pH [-]	6.8	6					7.6	7.5
Eh mes. [mV]	-146	180					85	89
Eh [mV]	0.061	0.387					0.292	0.296
rH [-]	15.7	25.1					25.1	25
O2 [mg/l]	0.3	10.9						
O2 [%]	2	79						
Dtot [°F]	321.8	8.2						39.5
SO4 [mg/l]	9575	11.1						145
NO3 [mg/l]		2.9						16.72
Cl [mg/l]	10050	5.11					2250	
F [mg/l]		0.1						
HCO3 [mg/l]	5587	93.6						256.2
NO2 [mg/l]								0
Σ anions [még/l]	573.3	2						7.5
Ca [mg/l]	750	30.1						109
Sr [mg/l]	0.7	0.046	2.207	1.235	1.37	1.444	1.233	1.03
Na [mg/l]	6600	3.8					1385	10
Mg [mg/l]	327.5	1.7						30
K [mg/l]	1425	0.1						1.2
NH4 [mg/l]							1740	0
Σ cations [még/l]	387.9	1.8						8.4
bal. ion. [még/l]	0.7	0.9						1.1
erreur [%]	-19.3	-5.3						5.7
TSD [mg/l]	34964	166.3						569.5
TID [még/l]	961.2	3.8						15.9
Fe [mg/l]	16.34	7.73	0.21	0.06	0	0.01	1.84	0.13
Mn [mg/l]	14.78	0.02	0.76	0.08	0.01	0.01	1.95	0.03
P [mg/l]							7	0
Si [mg/l]		8.9						
Tritium [UT]	17638	44						
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]		1						
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]							1700	

ANNEXE I

code	BON 15	BON 16	BOT-01	BRE-01	BRE-02	BRE-03	CAS-1	CAS-2
FD [-]	50	1	1	1	1	1	20	1
Ag [µg/l]	<25						9	
Al [µg/l]	245.1	96.3	24.5	28.1	20.8	41.3	348	52.2
As [µg/l]	148.5	0.1					18	0.1
Au [µg/l]	0						0	
B [µg/l]	65250	7.8	37.3	7.1	13.8	21.6	2360.4	20.1
Ba [µg/l]	20.4	17	100.6	53	55.6	51.4	198.7	12.5
Be [µg/l]	0						0	
Bi [µg/l]	3						0.6	
Br [µg/l]	504350	8.3	186	24.1	36.6	20.9	2796	38.5
Cd [µg/l]	0.8		0.1	0.1	0.1	0	1.3	
Ce [µg/l]	0						0	
Co [µg/l]	695.8	1	0.5	0.3	0.2	0.2	26.8	0.8
Cr [µg/l]	803	2.5	1.8	2.1	1.8	3.3	161.1	3.7
Cs [µg/l]	5.8	0.1					1.9	0
Cu [µg/l]	11	3.5	3.3	1.6	1.8	2.1	9.1	0.7
Ga [µg/l]	1						0.3	
Ge [µg/l]	0						0	
Hf [µg/l]	0						0	
Hg [µg/l]	4.8		0.4	0.2	0.4	0.1	1.8	
I [µg/l]	9005	0.4	18.6	1.7	1	1.5	160	0.3
In [µg/l]								
Ir [µg/l]	0						0	
La [µg/l]	0.2	0.4					0.2	0.2
Li [µg/l]	15530	7.8	9.9	3.7	3.3	4.2	70	2.2
Mo [µg/l]	135.5	0	2.3	0.1	0.3	0.3	4	0.1
Nb [µg/l]	0						0	
Nd [µg/l]	0						0	
Ni [µg/l]	649.3	93.7	2.8	1.4	2.2	1.3	204	9.2
Os [µg/l]	0						0	
Pb [µg/l]	3.3		0	0	0.1	0.1	0.6	
Pd [µg/l]	0						0	
Pt [µg/l]	0						0	
Rb [µg/l]	294.4	0.7	24.1	0.5	0.6	2.2	430.1	0.6
Re [µg/l]	0						0	
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]	0						0	
Sb [µg/l]	593	0.5					4.5	0
Sc [µg/l]	1.1	0					0.6	0
Se [µg/l]	2755	1.4					24	1
Sn [µg/l]	3.7	0.1					15.7	0
Ta [µg/l]	0						0	
Te [µg/l]	0						0	
Th [µg/l]	0						0	
Ti [µg/l]	20	2					76.5	2.1
Tl [µg/l]	0						0	
U [µg/l]	3.8	0	2.3	0.9	1.2	1.2	0.3	1.2
V [µg/l]	111.2	0.9	4.1	1.1	1.5	1.2	26.7	0.4
W [µg/l]	36.7	0.1					12.4	0.5
Zn [µg/l]	16916	816.9	4.1	0.5	3.4	1.1	575.6	2.1
Zr [µg/l]	5.9	0					7.3	0

ANNEXE I

code	CAS-3	CAS-4	CAS-5	CHA-01	CHA-02	CHA-03	CHA-04	CHA-05
date éch.	12.10.95	12.10.95	12.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95
labo	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Italie	Italie	Italie	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Torino	Torino	Torino	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1990	1990	1990	1961	1961	1961	1961	1961
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	-
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de prél.	d	d	d	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	acier	acier	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval	amont
influence	+	+	+	+	+	+	+	o
altitude réf. [msm]	289.3	≈283	≈283	404.94	405.47	402.62	399.56	406.65
niveau [m]	21.84	-	-	32.75	37.21	34.64	31.01	38.74
alt. piézo. [msm]	267.5	-	-	372.2	368.3	368	368.6	367.9
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	col. / od.	limp.	limp.
débit [l/mn]								
T [°C]	14	13.3	13.4	11.1	12.1	13.7	11.5	12.2
CE [µS/cm]	530	555	565	551	403	1184	487	348
pH [-]	7.3	7.3	7.3	6.91	7.1	6.91	7.15	7.33
Eh mes. [mV]	58	62	64	134	179	-68	117	184
Eh [mV]	0.265	0.269	0.271	0.341	0.386	0.139	0.324	0.391
rH [-]	23.6	23.7	23.8	25.3	27.2	18.5	25.3	27.9
O2 [mg/l]				2.3	6	3.5	7.4	6.7
O2 [%]				22	59	35	71	66
Dtot [°F]	36.4	36.8	37.6	26.9	24.6	45.1	29.6	20.3
SO4 [mg/l]	138	139	145	42.8	37.3	34.6	40.6	39.7
NO3 [mg/l]	11.9	15.84	16.72	0.5	3.2	0	17.8	2
Cl [mg/l]		16	12	22.6	5.6	67.2	10.4	5.5
F [mg/l]				0.15	0.15	0.14	0.11	0.16
HCO3 [mg/l]	244	256.2	256.2	337.08	253.29	688.3	303.4	212.69
NO2 [mg/l]	0	0	0					
Σ anions [méq/l]	7	7.8	7.8	7.1	5.1	13.9	6.4	4.5
Ca [mg/l]	93	98	98	82.35	83.1	113.7	68.95	69.3
Sr [mg/l]	0.977	1.184	1.244	0.732	0.518	1.663	0.915	0.463
Na [mg/l]	5.6	11	11	22.32	6.3	109	7.8	5
Mg [mg/l]	32	30	32	15.52	9.3	40.6	30.2	7.3
K [mg/l]	1.9	0.8	1.1	7.65	2.1	34.5	2.1	1.6
NH4 [mg/l]	0	0	0					
Σ cations [méq/l]	7.6	7.9	8.1	6.6	5.3	14.7	6.3	4.3
bal. ion. [méq/l]	1.1	1	1	0.9	1	1.1	1	1
erreur [%]	4.1	0.6	1.9	-3.6	1.9	2.8	-0.8	-2.3
TSD [mg/l]	527.5	568.2	573.5	539.2	404.6	1125.4	494.1	347.1
TID [méq/l]	14.6	15.7	15.9	13.7	10.4	28.6	12.7	8.8
Fe [mg/l]	0.01	0.04	0.04	1.36	0.36	14.54	3.07	0.78
Mn [mg/l]	0	0	0	0	0.11	2.82	0.32	0.21
P [mg/l]	0	0	0					
Si [mg/l]				4.8	2.7	13	7.1	2.1
Tritium [UT]				681	29	2139	30	31
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]								
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	CAS-3	CAS-4	CAS-5	CHA-01	CHA-02	CHA-03	CHA-04	CHA-05
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]						<0.5		
Al [µg/l]	5.9	6.7	24.9	909.2	257.5	3572	983.4	90.2
As [µg/l]	0	0.1	0	2.4	0.6	14.2	0.9	3.3
Au [µg/l]								
B [µg/l]	19.7	23.8	25.5	86.2	33.6	374.8	35	31.4
Ba [µg/l]	13.9	16.8	16.3	212.2	134.2	459.9	83.1	88.8
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]						0.4		
Br [µg/l]	18.6	98.9	61	41.7	24.8	374.8	44.8	27.5
Cd [µg/l]						0.6		
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	0.2	0.1	0.1	8.5	1	17.1	11.4	0.3
Cr [µg/l]	2.2	2	4.6	2.9	1.7	21.2	7.7	1.5
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0.1	0.2	0.1	0
Cu [µg/l]	0.2	0.3	0.4	17.2	4.7	109.9	26.4	2.2
Ga [µg/l]						0.8		
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]						0.1		
I [µg/l]	0.3	0.3	0.2	11.3	3.3	7	2.5	2.3
In [µg/l]								
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	0	0	0.1	4	0.7	8.6	2.1	0.1
Li [µg/l]	5.7	3.8	9.1	10.6	3.9	32.6	11.2	3
Mo [µg/l]	0.1	0	2.2	1	0.6	0.7	0.3	0.4
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	7.3	3.9	13.5	19.5	3.6	25.2	10.4	1.8
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]						0.3		
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	0.7	1	0.8	3.4	0.9	30.2	4.9	0.7
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0	0	0	0.2	0.1	0.4	0.1	0.1
Sc [µg/l]	0	0.1	0.1	0.1	0.1	2.5	0.6	0.3
Se [µg/l]	1.1	1.3	1.2	<1	4.1	4.2	1.4	0.4
Sn [µg/l]	0	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	0.7	0.5	1.1	2.9	2.3	8.6	9.6	1.7
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	0.9	1.5	1.4	2.3	1.1	2	2.6	1.2
V [µg/l]	0.2	0.3	0.3	2.4	0.7	9.9	5.9	1.2
W [µg/l]	0.2	0.1	0	1.1	0.5	1.1	0.7	0.2
Zn [µg/l]	1.6	0.9	2.1	45.5	103.4	300.1	57.9	18.1
Zr [µg/l]	0.1	0	0	0.6	0.2	0.4	0.1	0.2

ANNEXE I

code	CHA-06	CHA-07	CHA-07	CHA-08	CHA-09	CHA-10	CHA-11	CHA-12	CHA-13
date éch.	02.10.95	14.09.93	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95	02.10.95
labo	GEO	GEO +CIPEL	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève	Genève
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1961	1961
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	-	-
type de géologie	fl-glac.	fl-glac.	déch.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de préél.	s	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	béton	béton	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	sout.	perc.	perc.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	aval	drain	drain	aval	aval	aval	aval	aval	aval
influence	+	.	.	+	+	+	+	+	+
altitude réf. [msm]	399.1		383.54	401.92	402.07	403.34	399.84	403.49	399.31
niveau [m]	31.48			34.16	34.72	36.1	32.27	35.22	31.29
alt. piézo. [msm]	367.6		-	367.8	367.4	367.2	367.6	368.3	368
aspect	limp.	FILTRE	col. / od.	limp.	od.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]									
T [°C]	12.2		20.1	13.4	13.2	13.2	14.3	13.4	14.2
CE [µS/cm]	361	8500	5270	582	641	438	683	671	567
pH [-]	7.45	8.2	7.85	7.1	7.13	7.22	7.03	6.92	7.04
Eh mes. [mV]	191		52	-53	13	2	138	2	172
Eh [mV]	0.398		0.259	0.154	0.22	0.209	0.345	0.209	0.379
rH [-]	28.4		24.5	19.4	21.7	21.5	25.7	20.9	26.9
O2 [mg/l]	4.6		1.7	2.1	3.9	3.7	7.1	6.5	6.4
O2 [%]	45		20	21	39	37	73	65	65
Dtot [°F]	21.9		72.4	29.9	37.6	23.7	41.5	40.3	38.1
SO4 [mg/l]	30.9	167	196	83.6	44.4	38.6	44.9	40	52.6
NO3 [mg/l]	1.9	1.6	0	3.9	0.9	0.7	45.6	50.2	44.1
Cl [mg/l]	6	290	1259	14.7	24.9	12.7	24.4	24.7	21.4
F [mg/l]	0.15		0.6	0.18	0.14	0.16	0.12	0.11	0.13
HCO3 [mg/l]	236.1		1858	316.03	393.5	263.5	385	381.1	356.1
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]	4.7		70.1	7.4	8.1	5.5	8.7	8.6	8.2
Ca [mg/l]	70.31		207.6	91.03	75.59	66.1	98	103.4	89.7
Sr [mg/l]	0.585		1.043	0.467	2.19	0.82	1.503	0.615	0.875
Na [mg/l]	5.9		820	18.2	24.5	17.5	15.2	14.6	14.3
Mg [mg/l]	10.5		50	17.5	45.5	17.5	41.4	35.3	38.3
K [mg/l]	2.2		270	8.4	16.9	6.4	8.5	8.9	3.9
NH4 [mg/l]		290							
Σ cations [méq/l]	4.7		57.1	7	9.1	5.7	9.2	8.9	8.4
bal. ion. [méq/l]	1		0.8	0.9	1.1	1	1.1	1	1
erreur [%]	0		-10.2	-2.8	5.8	1.8	2.8	1.7	1.2
TSD [mg/l]	372.2		4673	570.3	662.2	439	716.3	671	635.4
TID [méq/l]	9.4		127.2	14.4	17.2	11.2	17.9	17.5	16.6
Fe [mg/l]	1.06	0.48	0.14	2.91	13.53	3.1	12.32	2.56	2.29
Mn [mg/l]	0.23	0.34	0.37	0.72	0	1.42	1.53	0.33	0.35
P [mg/l]		2.05							
Si [mg/l]	5.4		1.6	9.2	15.2	7.4	33.5	7.6	10.2
Tritium [UT]	50		13310	235	181	167	27	30	21
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]		278							
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	CHA-06	CHA-07	CHA-07	CHA-08	CHA-09	CHA-10	CHA-11	CHA-12	CHA-13
FD [-]	1	1	10	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]		0	<5						
Al [µg/l]	727.2	18	308	2327.6	3533	2525.3	3586	1064	299.1
As [µg/l]	0.9	0	<10	2	47.2	4	1.7	0.5	1.1
Au [µg/l]			0						
B [µg/l]	31.5	3952.1	1833	176.2	102.9	85.4	54	50.8	55.6
Ba [µg/l]	76.2		810.3	168.9	599.4	230.7	302	288.5	135.5
Be [µg/l]			0						
Bi [µg/l]		0	0.3						
Br [µg/l]	26.3	14897	4341	79.4	100	51.9	67.8	57.5	50.2
Cd [µg/l]		0	0.4						
Ce [µg/l]			0						
Co [µg/l]	3.2	7.9	7	5.5	46.3	9.6	23.9	11	6
Cr [µg/l]	4.1	9.8	10.1	10.1	26.5	11.8	32.6	7.7	13.1
Cs [µg/l]	0.1	5.5	3.6	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1
Cu [µg/l]	8.4	24.2	12.3	57.6	205.7	45.8	48.7	14.7	111.7
Ga [µg/l]		0	0.3						
Ge [µg/l]		0	0						
Hf [µg/l]			0						
Hg [µg/l]		0	0.6						
I [µg/l]	7.7	3324.9	586	6.9	2.3	2.9	4.1	5.2	2.5
In [µg/l]		0							
Ir [µg/l]		0	0						
La [µg/l]	4.7	1	0.1	6	17.2	6	8.9	1.7	2.9
Li [µg/l]	6.2	104.7	128.3	25.8	29.8	16.9	31.9	16.8	21.3
Mo [µg/l]	0.5	64.7	12	0.6	1.1	0.3	0.5	0.2	0.3
Nb [µg/l]			0						
Nd [µg/l]			0						
Ni [µg/l]	5.6	33.5	25.3	24.1	100	24.8	31.1	9.3	13.6
Os [µg/l]		0	0						
Pb [µg/l]		5	0.3						
Pd [µg/l]		0	0						
Pt [µg/l]			0						
Rb [µg/l]	5.2	452.2	258.5	10.4	12.4	8	7	1.7	3
Re [µg/l]			0						
Rh [µg/l]		0							
Ru [µg/l]			0						
Sb [µg/l]	0.1	0	1.1	0.7	0.4	0.3	0.1	0.1	2.4
Sc [µg/l]	0.4	0	0.1	0.7	4.4	0.8	3.6	0.5	0.6
Se [µg/l]	2.4	69.5	12	2.7	7.4	1.6	5.4	2.3	4.3
Sn [µg/l]	0.1	1	1.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.3
Ta [µg/l]		0	0						
Te [µg/l]		0	0						
Th [µg/l]			0						
Ti [µg/l]	5.1	11.2	2	4.3	11.2	13.2	23.4	15.3	17.8
Tl [µg/l]			0						
U [µg/l]	1.6	2.8	0.1	2	9.1	5.7	3.3	1.7	1.9
V [µg/l]	2.4	15.7	3.5	7.4	17.5	7.8	23.4	4.1	8.4
W [µg/l]	0.5	36	38.9	0.2	0.3	0.2	0.2	0.7	0.3
Zn [µg/l]	42.4	63	205.5	549.5	113.2	65.8	77.5	71.3	381.2
Zr [µg/l]	0.3	1	0.9	1	0.3	0.4	0.2	0.1	0.2

ANNEXE I

code	CHI-01	CHI-02	CHI-03	CHI-03	CHI-04	CHI-05	CHI-06	CHI-06
date éch.	27.06.95	27.06.95	27.06.95	27.06.95	27.06.95	27.06.95	27.06.95	27.06.95
labo	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL
pays	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie
région	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino
type de déch	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS
ouverture du site	1985	1985	1985	1985	1985	1985	1985	1985
fermeture du site	1993	1993	1993	1993	1993	-	1993	1993
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine
type de prél.	d	d	d	d	d	d	d	d
type de piézo.	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	amont	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval
influence	o	o	+	+	+	+	o	o
altitude réf. [msm]	≈214	≈214	≈211.5	≈211.5	≈212	≈209	≈210	≈210
niveau [m]	14.4	15.01	13.55		14.29	12.61	-	
alt. piézo. [msm]	199.6	199	198	-	197.7	196.4	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]								
T [°C]	13.5	13.6	14.9		13.5	15.3	14.5	
CE [μS/cm]	210	235	330		265	445	210	
pH [-]	7.4	7.1	7.3		7.3	7.3	7.5	
Eh mes. [mV]	-52.6	-2.8	-106.4		-17.5	-76.4	0.76	
Eh [mV]	0.154	0.204	0.1		0.189	0.13	0.207	
rH [-]	20	21.1	18		21	19	22	
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]	9.9	12.4	16.5		12.5	29.2	9.1	
SO4 [mg/l]	18	16	15		28	14	19	
NO3 [mg/l]	19.5	21.4	1.6		13.7	0.5	0	
Cl [mg/l]	11	11	10		16	20	8.3	
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]	84.18	90.2	183		109.8	274.5	73.2	
NO2 [mg/l]	0	0	0		0	0	0.05	
Σ anions [méq/l]	2.4	2.5	3.6		3.1	5.4	1.8	
Ca [mg/l]	15	20	30		27	38	20	
Sr [mg/l]	0.056	0.082	0.095	0.093	0.123	0.147	0.064	0.067
Na [mg/l]	5	7	10		11	15	6	
Mg [mg/l]	15	18	22		14	48	10	
K [mg/l]	1.7	0.6	0.9		0.7	0.7	0.8	
NH4 [mg/l]	0	0	0.5		0	0	0	
Σ cations [méq/l]	2.2	2.8	3.9		3	6.5	2.1	
bal. ion. [méq/l]	0.9	1.1	1.1		1	1.2	1.2	
erreur [%]	-4.3	5.7	4		-1.6	9.2	7.7	
TSD [mg/l]	169.7	184.5	289.5		225.2	422.5	137.7	
TID [méq/l]	4.6	5.3	7.5		6.1	11.9	3.9	
Fe [mg/l]	0.05	0.02	6.05	6.88	2.5	1.64	0.05	0.05
Mn [mg/l]	0.14	0.03	10.61	9.04	0.53	9.73	0.12	0.12
P [mg/l]	0	0	0	0	0	0	0	
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]								
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	CHI-01	CHI-02	CHI-03	CHI-03	CHI-04	CHI-05	CHI-06	CHI-06
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]								
Al [µg/l]	3.5	38.4	28.5	119.5	1609.3	11.6	25.6	46.5
As [µg/l]	0.1	0	3	3.3	0.3	1.7	0.1	0.1
Au [µg/l]								
B [µg/l]	14.7	14.8	33.9	43.2	17.9	133.2	21	23.4
Ba [µg/l]	4.9	8.7	17	18.3	55.6	14	3.3	3.1
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]								
Br [µg/l]	25.2	23.3	23	16.1	25.5	27.6	13.2	12.8
Cd [µg/l]		0	0		0	0	0	
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	0.6	0.4	25.6	27.7	7.4	50.3	0.2	0.2
Cr [µg/l]	0.7	0.4	0.7	1.1	10.8	0.3	0.4	0.4
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0	0
Cu [µg/l]	0.4	1.9	1.2	1.6	6.4	0.5	0.3	0.9
Ga [µg/l]								
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]		0	0		0	0	0	
I [µg/l]	0.3	0.4	0.5	0.5	0.9	2.1	0.2	0.3
In [µg/l]								
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	0	0	0.1	0.2	5.7	0.1	0	0
Li [µg/l]	1.4	2.5	2.7	2.8	3	2.2	2.3	2.6
Mo [µg/l]	0	0.3	0.7	1	0.2	0.9	0.1	0.1
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	7.6	31.7	50.5	52.8	45.6	85	12.1	13
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]		0	0	0	0	0	0	
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	0.1	0.5	0.5	1.6	2.6	0.3	0.4	0.3
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0	0	0	0	0.1	0.1	0	0
Sc [µg/l]	0	0	0	0.1	0.3	0.1	0	0
Se [µg/l]	0.1	0.5	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	<1
Sn [µg/l]	0	0.1	0	0	0	0	0.1	0.1
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	0.4	0.4	1.1	1.5	12	0.3	0	0.2
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.6	0	0
V [µg/l]	0.3	0.4	0.3	0.2	7.2	0.2	0.2	0.4
W [µg/l]	0	0	0.2	0.1	0.3	0.1	0	0
Zn [µg/l]	6.3	17.2	3.7	6	38.2	3.1	91.4	94.8
Zr [µg/l]	0	0	0	0	0.5	0	0	0

ANNEXE I

code	CHI-07	CHI-07	COL-01	COL-01	COL-02	COL-03	COL-04	COL-04
date éch.	27.06.95	27.06.95	26.09.95	16.10.95	26.09.95	26.09.95	14.06.95	16.10.95
labo	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL
pays	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie
région	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino
type de déch	DS	DS	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1985	1985	1989	1989	1989	1989	1989	1989
fermeture du site	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993
type de géologie	all. plaine	all. plaine	déch.	déch.	déch.	déch.	all. plaine	all. plaine
type de prél.	d	d	s	s	s	s	d	d
type de piézo.	PVC	PVC	-	-	-	-	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	perc.	perc.	perc.	perc.	sout.	sout.
position	aval	aval	drain	drain	drain	drain	amont	aval
influence	+	+	+	+
altitude réf. [msm]	≈210	≈210	≈262	≈262	≈261	≈261	279.99	279.99
niveau [m]	-	-	-	-	-	-	25.22	25.13
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	-	254.8	254.9
aspect	limp.	limp.	col. / od.	col. / od.	col. / od.	col. / od.	limp.	limp.
débit [l/mn]								
T [°C]	13.5						13.9	13.8
CE [μS/cm]	330		16800	18000	14400	6400	640	655
pH [-]	7.5		7.5	7.7	8.4	8.2	7.6	7.4
Eh mes. [mV]	-29.3						23.7	18
Eh [mV]	0.177						0.23	0.225
rH [-]	21						23	22.4
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]	16.5			59			41.9	42.7
SO4 [mg/l]	17						145	135
NO3 [mg/l]	0						10.2	34.7
Cl [mg/l]	11		2000	2075	1900	890	12	19
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]	183						292.8	317.2
NO2 [mg/l]	0.09						0	0
Σ anions [méq/l]	3.7						8.3	9.1
Ca [mg/l]	30			55			120	130
Sr [mg/l]	0.125	0.125	0.541	0.693	0.521	0.75	1.398	1.701
Na [mg/l]	8		1350	1300	1600	580	5.2	10
Mg [mg/l]	22			110			29	25
K [mg/l]	1.2			1200			1.1	
NH4 [mg/l]	0.2		2580	2200	2265	580	0	0
Σ cations [méq/l]	3.7			587			8.7	9
bal. ion. [méq/l]	1						1	1
erreur [%]	0						2.4	-0.6
TSD [mg/l]	285.1						617.1	673.2
TiD [méq/l]	7.4						17	18.1
Fe [mg/l]	0.53	0.47	0.77	0.82	0.42	0.19	0.05	0.03
Mn [mg/l]	11.98	12.52	0.84	0.61	0.46	0.09	0	0.05
P [mg/l]	0		16	11	20	0		0
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]								
DBO5 [mg/l]				400				
DCO [mg/l]			2800	2600	1885	745		

ANNEXE I

code	CHI-07	CHI-07	COL-01	COL-01	COL-02	COL-03	COL-04	COL-04
FD [-]	1	1	20	25	20	10	1	1
Ag [$\mu\text{g/l}$]			9	8	9	4		
Al [$\mu\text{g/l}$]	66.5	16.1	499	571.4	304.2	1949.9	18.6	138.2
As [$\mu\text{g/l}$]	0.6	0.4	200	24.6	190	17.7	0	0.1
Au [$\mu\text{g/l}$]				0				
B [$\mu\text{g/l}$]	57.7	45.5	5968	6252.5	5568	2236	27	33.6
Ba [$\mu\text{g/l}$]	13	11.1	458.4	587.3	317.5	205.4	21.7	26.5
Be [$\mu\text{g/l}$]				0				
Bi [$\mu\text{g/l}$]			0.4	1.1	0.3	0.4		
Br [$\mu\text{g/l}$]	17.3	11.5	4204	6735	3358	2639	270.6	244
Cd [$\mu\text{g/l}$]	0		1.1	3.5	1.5	0.1	0	0
Ce [$\mu\text{g/l}$]				0				
Co [$\mu\text{g/l}$]	26.3	23.7	71.2	100	70.1	24.8	0.2	0.2
Cr [$\mu\text{g/l}$]	0.5	0.2	654.1	660	337.6	62.9	3.3	1.5
Cs [$\mu\text{g/l}$]	0	0	6.3	7.2	3.4	0.7	0	0
Cu [$\mu\text{g/l}$]	1.5	0.5	56.1	12.9	613.1	57.6	0.6	0.8
Ga [$\mu\text{g/l}$]			1.1	1.2	0.2	0.1		
Ge [$\mu\text{g/l}$]				0				
Hf [$\mu\text{g/l}$]				0				
Hg [$\mu\text{g/l}$]	0		3.4	3.3	0.8	0.4	0	0
I [$\mu\text{g/l}$]	0.6	0.4	346	455	310	725	0.4	0.4
In [$\mu\text{g/l}$]								
Ir [$\mu\text{g/l}$]				0				
La [$\mu\text{g/l}$]	0	0.1	0.4	0.6	0.1	0.1	0	0.1
Li [$\mu\text{g/l}$]	3.2	2.3	107.4	82.5	78	10.1	10.8	13.5
Mo [$\mu\text{g/l}$]	0.8	0.6	8	15.5	6	5	0.9	0.3
Nb [$\mu\text{g/l}$]				5				
Nd [$\mu\text{g/l}$]				0				
Ni [$\mu\text{g/l}$]	68	57.7	485.3	449.8	376.5	201.8	9.3	7.4
Os [$\mu\text{g/l}$]				0				
Pb [$\mu\text{g/l}$]	0		0.6	1.4	0.3	0.3	0	0
Pd [$\mu\text{g/l}$]				0				
Pt [$\mu\text{g/l}$]				0				
Rb [$\mu\text{g/l}$]	1.3	0.4	802.7	1161.7	643.3	198.8	1.3	1.6
Re [$\mu\text{g/l}$]				0				
Rh [$\mu\text{g/l}$]								
Ru [$\mu\text{g/l}$]				0				
Sb [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.1	2.3	3.7	3.5	1.3	0	0
Sc [$\mu\text{g/l}$]	0	0	1	1.1	0.3	1.4	0.1	0.1
Se [$\mu\text{g/l}$]	0.1	<1	72	35	34	34	4.1	3.2
Sn [$\mu\text{g/l}$]	0	0	78.1	146.4	51.3	2.5	0	0
Ta [$\mu\text{g/l}$]				0				
Te [$\mu\text{g/l}$]				0				
Th [$\mu\text{g/l}$]				0				
Ti [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.2	535.2	482.5	271.3	19	1.1	0.4
Tl [$\mu\text{g/l}$]				0				
U [$\mu\text{g/l}$]	0.5	0.4	0.3	0.4	0.1	0.1	2.3	2.4
V [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.1	88	110.8	61.1	18	0.3	0.2
W [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0	29.6	50.1	27.6	4.6	0.1	0.1
Zn [$\mu\text{g/l}$]	49.5	42.9	268.4	260.6	897.3	472.7	1.9	2.2
Zr [$\mu\text{g/l}$]	0	0	50.9	59.3	18.9	6.8	0	0.1

ANNEXE I

code	COL-05	COL-05	COL-06	COL-06	COL-07	COL-07	COM-01	COM-02
date éch.	14.06.95	16.10.95	14.06.95	16.10.95	16.10.95	14.06.95	16.06.95	16.06.95
labo	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO	GEO
pays	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Italie	Suisse	Suisse
région	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Torino	Vaud	Vaud
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1989	1989	1989	1989	1989	1989	1950	1950
fermeture du site	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1996	1996
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	moraine	déch.
type de prél.	d	d	d	d	d	d	s	s
type de piézo.	-	-	PVC	PVC	acier zn	acier zn	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	perc.
position	aval	aval	aval	aval	aval	aval	sous déch.	dans déch.
influence	+	+	+	+	+	+	+	*
altitude réf. [msm]	279.39	279.39	278.06	278.06	≈278	≈278	1063.6	1063.6
niveau [m]	27.9	25.8	27.23	-	-	-	11.96	8.17
alt. piézo. [msm]	251.5	253.6	250.8	-	-	-	1051.6	1055.4
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	col. / od.	col. / od.
débit [l/mn]								
T [°C]	14.6	14.6	14.2	14.2		14	10.1	13.6
CE [µS/cm]	690	790	600	610	590	600	1254	1374
pH [-]	7.5	7.2	7.4	7.4	7.5	8	7.6	6.7
Eh mes. [mV]	23	8	23	43	17	29	33	126
Eh [mV]	0.23	0.215	0.23	0.25	0.224	0.236	0.24	0.333
rH [-]	22.8	21.7	22.6	23.3	22.6	24	23.3	24.7
O2 [mg/l]							2.2	0.2
O2 [%]							22	2
Dtot [°F]	39.4	46.9	37.3	40.7	35.2	37.3	62.4	64.3
SO4 [mg/l]	145	120	145	125	110	135	161.3	276.4
NO3 [mg/l]	13.1	21.6	19.5	29.4	31.6	20.68	0	0
Cl [mg/l]	13	19	13	22	18	13	197.1	128.1
F [mg/l]							0.3	0.2
HCO3 [mg/l]	324	439	244	292.8	280	256.2	440.3	496.1
NO2 [mg/l]	0	0	0	0	0	0		
Σ anions [méq/l]	8.9	10.6	7.7	8.5	7.9	7.7	16.1	17.5
Ca [mg/l]	110	140	100	130	100	100	192.5	200
Sr [mg/l]	1.304	1.619	1.055	1.128	1.122	0.983	1.536	1.72
Na [mg/l]	14	10	8	11	11	6.9	65.6	72.8
Mg [mg/l]	29	29	30	20	25	30	35	35.1
K [mg/l]	13		2			3	36.2	61.2
NH4 [mg/l]	9.5	7.8	0	0	1	1.3		
Σ cations [méq/l]	11	11.6	7.9	8.6	7.8	8.1	16.3	17.6
bal. ion. [méq/l]	1.2	1.1	1	1	1	1.1	1	1
erreur [%]	10.6	4.5	1.3	0.6	-0.6	2.5	0.6	0.3
TSD [mg/l]	664.2	782.7	562.8	632.1	577.1	566.2	1136	1289.1
TID [méq/l]	19.9	22.2	15.6	17.1	15.7	15.8	32.4	35.1
Fe [mg/l]	0.05	0.02	0.02	0.12	0.06	0.14	0.48	2.76
Mn [mg/l]	1.48	2.15	0	0.46	0.08	0.03	0.92	2
P [mg/l]		0		0	0			
Si [mg/l]							3.2	8.1
Tritium [UT]							17	26
TOC [mg/l]							10.3	6.13
DOC [mg/l]							10.18	6.075
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	COL-05	COL-05	COL-06	COL-06	COL-07	COL-07	COM-01	COM-02
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]							0	0
Al [µg/l]	26.2	7.3	24.8	5.3	7.8	16.1	140.2	1111.8
As [µg/l]	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	1.6
Au [µg/l]								
B [µg/l]	24.2	35.3	23.2	30.7	29.4	24.8	622.2	715
Ba [µg/l]	37.6	41	23.6	23.7	20.1	18.8	76.9	159.4
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]							0.1	0.1
Br [µg/l]	104.8	118.5	178.1	154	132.5	186.1	141.6	266.2
Cd [µg/l]	0		0	0	0	0	0	0.6
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	0.8	1.2	0.2	0.3	0.1	0.1	5.9	15.3
Cr [µg/l]	2.5	0.4	1.9	2.2	2.3	2.4	2	6.6
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0	0.7
Cu [µg/l]	1.4	0.9	0.6	0.3	0.9	0.5	9	93.5
Ga [µg/l]								
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]	0		0	0	0	0	0	0
I [µg/l]	0.3	1.9	0.3	1.1	0.6	0.3	40.6	61.6
In [µg/l]								
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	0	0.1	0	0	0	0	0.8	15.2
Li [µg/l]	5.2	7.3	5.7	6	5.8	5.5	95.3	97.5
Mo [µg/l]	1.9	0.5	0.2	0.4	0.1	0.2	7.7	4.7
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	90	112.7	4.4	14.6	6.6	5.1	55	96.9
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]	0		0	0	0	0	92.6	80.4
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	1.7	1.8	1.8	0.8	1.4	0.7	34.3	91.7
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0	0	0	0	0.1	0	0.9	0.9
Sc [µg/l]	0.1	0.1	0	0	0	0	0.2	0.8
Se [µg/l]	0.1	1	0.1	2.1	1.7	2.9	0	0
Sn [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0.2	0.2
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	1.6	0.2	0.6	0.5	0.5	0.5	1	2.8
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	1.4	1.9	1.3	1.6	1.6	1.3	0.6	2.8
V [µg/l]	0.3	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.4	3.9
W [µg/l]	0.2	0.1	0	0.1	0.1	0	0.1	0
Zn [µg/l]	4	2.5	2.5	1.4	2.7	1	264	1780
Zr [µg/l]	0.1	0	0	0.1	0.1	0	1.5	0.7

ANNEXE I

code	COM-03	COM-04	COM-05	COM-05	COM-06	CRI-01	DRA-01	DRA-02	DRA-03
date éch.	16.06.95	16.06.95	03.06.94	16.06.95	16.06.95	26.05.92	14.07.93	14.07.93	14.07.93
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Valais	Valais	Valais
type de déch.	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DR	DR	DR	DR
ouverture du site	1950	1950	1950	1950	1950	1970	1960	1960	1960
fermeture du site	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1990	1990	1990
type de géologie	moraine	déch.	moraine	moraine	moraine	moraine	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de pré.	s	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	PVC	béton	béton	-	béton	-	-	-
type d'eau	sout.	perc.	surf.	surf.	surf.	perc.	surf.	surf.	surf.
position	sous déch.	dans déch.	aval	aval	sur déch.	aval	amont	aval	aval
influence	+	•	+	+	+	•	o	o	o
altitude réf. [msm]	1058.9	1059	≈1040	≈1040		520	≈820		≈800
niveau [m]	13.76	12.76							
alt. piézo. [msm]	1045.1	1046.3	-	-		-	-		-
aspect	col. / od.	col. / od.	col. / od.	col. / od.	tr.	tr.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]			<20	<20			>500	>500	>500
T [°C]	12.9	10.7	13.5	9.7	13.5		8	8.3	8
CE [μS/cm]	1049	1437	505	1412	505	1089	220	252	408
pH [-]	7.4	6.8	7.5	7.14	7.5	7.2			
Eh mes. [mV]	1	-123	81	44	81				
Eh [mV]	0.208	0.084	0.288	0.251	0.288				
rH [-]	21.8	16.4	24.7	22.8	24.7				
O2 [mg/l]	4.4	0.2	6.8	7.1	7.7				
O2 [%]	47	2	74	71	74				
Dtot [°F]	52.5	76	24.4	54.6	24.4				
SO4 [mg/l]	87.9	226.3	121	57.3	121				
NO3 [mg/l]	0	0	4.9	0	4.9				
Cl [mg/l]	46.5	34.9	22.2	118.1	22.2				
F [mg/l]	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1				
HCO3 [mg/l]	578.9	706.2	213.5	664.5	213.5				
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]	12.6	17.3	6.7	15.4	6.7				
Ca [mg/l]	185	274	88.9	188	88.9				
Sr [mg/l]	0.748	1.55	0.588	0.965	0.588	1.264			
Na [mg/l]	34.6	37.2	20.9	75.1	20.9				
Mg [mg/l]	15.4	18.6	5.5	18.8	5.5				
K [mg/l]	20.8	19	12.4	27	12.4				
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]	12.6	17.3	6.1	14.9	6.1				
bal. ion. [méq/l]	1	1	0.9	1	0.9				
erreur [%]	0	0	-4.7	-1.7	-4.7				
TSD [mg/l]	980.8	1338.7	496	1167	496				
TID [méq/l]	25.2	34.6	12.8	30.3	12.8				
Fe [mg/l]	2.41	6	0.44	5.75	0.44		0	0	0
Mn [mg/l]	2	1.8	0.13	1.21	0.13		0	0	0
P [mg/l]									
Si [mg/l]	4.6	9.3	5	9.1	5				
Tritium [UT]	44	44		31	34				
TOC [mg/l]	5.656	14.48	9.91	14.11	9.91				
DOC [mg/l]	5.433	13.21	9.9	14.1	9.9				
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	COM-03	COM-04	COM-05	COM-05	COM-06	CRI-01	DRA-01	DRA-02	DRA-03
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0	0	0	0		0	0	0
Al [µg/l]	674.2	1361.4	1.5	21	1.5		8.3	14.3	4
As [µg/l]	2.9	1.1	0.9	0.4	0.9		0.4	0.5	0.3
Au [µg/l]									
B [µg/l]	237.2	313.8	65.1	291.8	65.1	278.8	3.1	13.3	2.5
Ba [µg/l]	194.9	357.3	35.1	172.2	35.1	233.6	8.3	6.8	6.8
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]	0.1	0.1	0	0.1	0		0	0	0
Br [µg/l]	135.8	181.8	58.1	191.8	58.1	347.1	0.4	0.3	0.2
Cd [µg/l]	0	0.2	0	0	0	0.1	0.1	0.1	0.1
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	7	2.4	0.3	1.6	0.3	0.9	0.1	0.1	0.1
Cr [µg/l]	18.4	9.2	3.5	0.6	3.5	2.2	0.1	0.2	0
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0		0.1	0.1	0.1
Cu [µg/l]	23.6	94.8	20.8	4.6	20.8	14.1	3	0.1	0.1
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0
I [µg/l]	203	34.8	17.3	107.6	17.3	117.2	5.1	1.5	0.2
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]	11.3	8.1	0.3	0	0.3		0	0	0
Li [µg/l]	14	9.3	3.8	27.1	3.8	10.8	1.1	1.7	1.3
Mo [µg/l]	0.7	0.4	1.5	1	1.5	4.7	1.7	1.7	1.5
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	86.4	110.5	3.3	7.3	3.3	6.7	0.1	0.1	0.1
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	55.2	139.1	7	2.4	7	0.2	0.1	0.1	0.1
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	5.1	13.4	4	27.2	4	8.3	0.1	0.3	0.1
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]	0.4	0.4	0.5	0.3	0.5				
Sc [µg/l]	0.8	1.3	0.1	0.1	0.1		0	0	0
Se [µg/l]	0	0	0	0	0		0.1	0.1	0.1
Sn [µg/l]	0.1	1.5	0.1	0.1	0.1		0	0	0
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]	2.3	10.8	4.5	0.2	4.5		0.1	0.5	0.2
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	1.7	0.6	0.4	0.1	0.4	9.1	1.4	1.6	2.7
V [µg/l]	4.2	10.1	0.9	0	0.9	9.6	0.2	0.2	0.1
W [µg/l]	0	0.7	0	0.1	0		0	0	0
Zn [µg/l]	128.2	840.4	175.2	93	175.2		2	2.4	8.4
Zr [µg/l]	1.1	2.3	0.8	0.3	0.8		0	0	0

ANNEXE I

code	FOL-01	FOL-02	FOL-03	FOL-04	FOL-05	FRO-01	FUL-01	FUL-02	FUL-03
date éch.	14.07.93	14.07.93	14.07.93	14.07.93	14.07.93	26.05.92	28.11.95	28.11.95	28.11.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais	Vaud	Soleure	Soleure	Soleure
type de déché	DU	DU	DU	DU	DU	DR	DR	DR	DR
ouverture du site	1960	1960	1960	1960	1960	1960?	1970	1970	1970
fermeture du site	1993	1993	1993	1993	1993	1996	1980	1980	1980
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	molasse	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de pré.	s	s	s	s	s	s	s	s	d
type de piézo.	-	-	-	-	-	béton	-	-	PVC
type d'eau	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	sout.
position	aval	amont	aval	aval	aval	aval	amont	aval	amont
influence	o	o	o	o	o	o	o	o	o
altitude réf. [msm]	≈455	≈459	≈450	≈450	≈450	860	≈425	≈425	≈425
niveau [m]							-	-	-
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]	>500	>500	>500	>500	>500	<100	<100	<100	
T [°C]	12.2	12.3	11.6	12.8	12.7		8.6	8.7	10.5
CE [μS/cm]	364	273	210	413	385	340	359	362	565
pH [-]							7.9	8.2	7.4
Eh mes. [mV]							210	208	216
Eh [mV]							0.417	0.415	0.423
rH [-]							29.9	30.4	29.1
O2 [mg/l]							7.4	9.7	6.2
O2 [%]							67	88	58
Dtot [°F]							20.8	21.4	31.3
SO4 [mg/l]							9.76	9.8	14.93
NO3 [mg/l]							16.51	17.63	38.37
Cl [mg/l]							5.6	5.74	10.3
F [mg/l]									
HCO3 [mg/l]							242.71	233.01	338.96
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]							4.6	4.5	6.8
Ca [mg/l]							77.2	79.34	117
Sr [mg/l]						0.91	0.233	0.221	0.343
Na [mg/l]							4.55	4.75	5.75
Mg [mg/l]							3.85	3.98	5.14
K [mg/l]							0.83	0.91	1.63
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]							4.4	4.5	6.6
bal. ion. [méq/l]							1	1	1
erreur [%]							-2.2	0	-1.5
TSD [mg/l]							361.4	355.6	532.8
TID [méq/l]							9	9	13.4
Fe [mg/l]	0	0	0	0	0	0.04	0.03	0.03	0.12
Mn [mg/l]	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0.02
P [mg/l]									
Si [mg/l]									
Tritium [UT]							37	36	35
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]									
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	FOL-01	FOL-02	FOL-03	FOL-04	FOL-05	FRO-01	FUL-01	FUL-02	FUL-03
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0	0	0	0				
Al [µg/l]	4.5	3.1	4.3	5	1.7	12	46.4	36.2	69.4
As [µg/l]	0.3	0.2	0.5	0.3	0.2		0.1	0.1	0.1
Au [µg/l]									
B [µg/l]	4.1	13.6	38.5	41.3	31.9	20.7	12.3	15.9	14.6
Ba [µg/l]	4.5	12.3	21.6	21.9	23.9	14.7	64.1	62.5	60.3
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]	0	0	0	0	0				
Br [µg/l]	0.1	1.7	3.1	4.8	4.8	25.9	10.8	14.5	14.9
Cd [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2			
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
Cr [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0	2.5	1.2	1.1	1.9
Cs [µg/l]	0.6	0.1	0.3	0.1	0.6		0	0	0
Cu [µg/l]	0.2	0.3	4.9	0.2	0.9	1.6	2.5	2.7	3.4
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	0	0	0	0	0	0.1			
I [µg/l]	0.4	4.9	125	48.3	58.4	0.9	1.6	1.4	1.8
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]	0	0	0	0	0		0.1	0.1	0.2
Li [µg/l]	2.3	6.9	13.3	15.3	16.2	2.7	2.6	2.7	2.1
Mo [µg/l]	3.1	3.5	3	3.5	6.1	0.3	0.1	0.2	0.2
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	0.6	1.6	1	1.1	0.1	1.3	1.2	0.4	1.9
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0			
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	1	2.9	3.4	3.9	3.6	2	0.4	0.4	0.6
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]							0.1	0	0
Sc [µg/l]	0	0	0	0	0		0	0	0.1
Se [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		<1	<1	<1
Sn [µg/l]	0	0	0	0	0		0	0.1	0.1
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]	0.2	0.1	0.3	0.3	0.3		1.3	1	1.8
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	2	2.6	2.8	3.4	3.6	0.3	1	0.9	0.5
V [µg/l]	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.5	0.5	0.6	0.4
W [µg/l]	0	0	0	0	0		0	0.1	0.2
Zn [µg/l]	3.1	32.5	6.8	6.1	16.3	2.3	17.8	47.1	46.5
Zr [µg/l]	0	0	0	0	0		0.2	0.1	0.1

ANNEXE I

code	FUL-04	FUL-04	FUL-05	FUL-05	HAR-01	HAR-02	HAR-02	HAR-03
date éch.	28.11.95	28.11.95	29.11.95	28.11.95	28.11.95	28.11.95	29.11.95	28.11.95
labo	GEO+ETHZ	GEO	GEO+ETHZ	GEO	GEO	GEO	GEO+ETHZ	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Soleure	Soleure	Soleure	Soleure	Soleure	Soleure	Soleure	Soleure
type de déché	DR	DR	DR	DR	DJ	DJ	DJ	DJ
ouverture du site	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970
fermeture du site	1980	1980	1980	1980	1980	1980	1980	1980
type de géologie	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de préél.	d	s	d	s	d	s	d	s
type de piézo.	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	aval	aval	aval	aval	amont	aval	aval	aval
influence	+	+	o	o	o	+	+	+
altitude réf. [msm]	≈425	≈425	≈425	≈425	≈425	≈425	≈425	≈425
niveau [m]	6.4		15.83		9.7		15.46	
alt. piézo. [msm]	418.6	-	409.2	-	415.3	-	409.5	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]								
T [°C]		10.3		9.8	10.6	10.1		9.7
CE [μS/cm]	665	665	634	634	793	911		804
pH [-]	7.4	6.65		7.3	7.6	6.92		7.16
Eh mes. [mV]		221		237	230	205		285
Eh [mV]		0.428		0.444	0.437	0.412		0.492
rH [-]		27.8		29.6	30	27.8		31
O2 [mg/l]		2.9		6.1	8.5	4.2		4.9
O2 [%]		27		57	80	39		45
Dtot [°F]		40.1		36.5	39.5	40.2		38.1
SO4 [mg/l]		9.13		17.94	15.9	16.14		25.55
NO3 [mg/l]		14.63		31.23	25.09	23.63		28.09
Cl [mg/l]		4.9		8.42	50.65	75.91		42.39
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]		478.61		411.09	452.65	468.57		450.83
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]		8.4		7.9	9.6	10.5		9.6
Ca [mg/l]		149.6		129.9	149.8	148.65		132
Sr [mg/l]	0.311	0.552	0.452	0.478	0.43	0.618	0.488	0.616
Na [mg/l]		4.51		4.94	38.5	55.66		44.44
Mg [mg/l]		6.86		9.89	5.23	7.59		12.47
K [mg/l]		1.02		2.11	1.38	6.44		2.96
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]		8.3		7.6	9.6	10.6		9.6
bal. ion. [méq/l]		1		1	1	1		1
erreur [%]		-0.6		-1.9	0	0.5		0
TSD [mg/l]		675		619.9	740.4	810.6		741.6
TID [méq/l]		16.7		15.5	19.2	21.1		19.2
Fe [mg/l]	0.59	3.93	0.03	2.75	0.45	5.55	0.02	1.11
Mn [mg/l]	0.16	0.73	0.03	0.46	0.06	0.41	0	0.27
P [mg/l]								
Si [mg/l]								
Tritium [UT]		28		39	34	74		52
TOC [mg/l]	1.2							
DOC [mg/l]	1.5							
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	FUL-04	FUL-04	FUL-05	FUL-05	HAR-01	HAR-02	HAR-02	HAR-03
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]								
Al [µg/l]	427.6	sat.	14.1	431.6	0	836.1	12	427.9
As [µg/l]	0.3	0.6	0	0.3	0.2	1	0.2	0.6
Au [µg/l]								
B [µg/l]	9.2	18.8	15.2	28.4	134.8	128.7	103.7	74.8
Ba [µg/l]	101.5	274.2	79.6	108.8	65.2	131.8	90.3	174
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]								
Br [µg/l]	12.7	23.3	19.9	19.1	37.7	61.2	52.9	35.5
Cd [µg/l]								
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	1.8	11.4	0.1	2.7	1.1	2.4	0.2	1
Cr [µg/l]	6.2	16.9	1.1	10.3	3.9	42.2	0.9	4.5
Cs [µg/l]	0	0.1	0	0	0.1	0.1	0	0.1
Cu [µg/l]	5.2	15.5	3.1	9.5	3.9	19.6	3.6	8.4
Ga [µg/l]								
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]								
I [µg/l]	1.3	3.3	2.9	3	7.9	36.9	34.8	6.4
In [µg/l]								
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	2.9	13.9	0.1	4.3	0.5	4.6	0	3.5
Li [µg/l]	2.7	5.2	2.1	3.7	2.7	10.2	10.3	9.5
Mo [µg/l]	0.7	0.6	0.5	4.5	1.3	5.6	0.8	1.1
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	9.1	11	1.4	7.6	3.5	11.8	2.1	8.2
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]								
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	0.9	3.3	0.6	1.3	1.6	4	3.4	2.3
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1
Sc [µg/l]	0.3	2	0	0.6	0.1	0.8	0	0.7
Se [µg/l]	<1	<1	0.3	<1	0.5	0.2	<1	<1
Sn [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.3	0.2	0.2
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	4.9	12.5	0.8	5.8	8.3	13.6	0.8	3.2
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	0.5	1	0.5	0.6	0.5	1.1	0.7	1.2
V [µg/l]	2.3	13.8	0.1	3.4	1.2	8.3	0.3	4.1
W [µg/l]	0.2	0.5	0.1	1.2	0.4	0.2	0.1	0.3
Zn [µg/l]	23.5	105	15.8	43.8	16.1	87.8	21.1	129.6
Zr [µg/l]	0.1	0.5	0	0.2	0.2	0.2	0	0.3

ANNEXE I

code	HAR-03	KOL-01	KOL-02	KOL-03	KOL-04	KOL-05	KOL-06	KOL-07	KOL-08
date éch.	29.11.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95	16.08.95
labo	GEO+ETHZ	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Soleure	Argovie	Argovie	Argovie	Argovie	Argovie	Argovie	Argovie	Argovie
type de déch	DU	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS	DS
ouverture du site	1970	1979	1979	1979	1979	1979	1979	1979	1979
fermeture du site	1980	1985	1985	1985	1985	1985	1985	1985	1985
type de géologie	fl-glac.	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	déch.	molasse
type de prél.	d	d	d	d	d	d	d	s	s
type de piézo.	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	-	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	perc.	sout.
position	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval	drain	amont
influence	+	o	o	o	o	o	o	•	o
altitude réf. [msm]	≈425	≈450	≈450	≈450	≈450	≈450	≈450	≈450	≈450
niveau [m]	13.88								
alt. piézo. [msm]	411.1	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	col. / od.	tr.
débit [l/mn]									
T [°C]		11.7	11.9	11.8	11.5	11.8	11.7	18	13
CE [µS/cm]		507	435	406	514	538	543	14000	432
pH [-]	7.4	6.88	8.3	5.3	5.5	5.87	5.79	5.46	5.7
Eh mes. [mV]		35	-69	1	-11	-49	66	-263	112
Eh [mV]		0.242	0.138	0.208	0.196	0.158	0.273	-0.056	0.319
rH [-]		21.9	21.3	17.6	17.6	17.1	20.8	9	22.2
O2 [mg/l]		4.3	0.3	0.6	5	2.9	6		4.4
O2 [%]		42	3	6	48	28	58	0	44
Dtot [°F]		27.6	27.2	22.7	30	28.3	28.5	324.9	19.1
SO4 [mg/l]		9.15	21.9	9.9	22.27	13.16	7.3	964	13.8
NO3 [mg/l]		26.6	0	0	18.9	29.76	26.6	374	5.6
Cl [mg/l]		15.07	20.6	6	12.6	10.61	24.9	4680	2.7
F [mg/l]									
HCO3 [mg/l]		320.67	277	285.4	338.3	356.5	327.4	530.5	289.1
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]		6.3	5.6	5.1	6.7	6.9	6.6	166.7	5.2
Ca [mg/l]		90.9	93.2	83.9	101.4	93.8	92.3	1100	39.4
Sr [mg/l]	0.579	0.268	0.241	0.199	0.292	0.3	0.31	3.164	1.967
Na [mg/l]		8.49	5	4.3	7.2	8.2	9.1	1456	41
Mg [mg/l]		11.9	9.6	4.2	11.4	11.8	13.3	122.7	22.5
K [mg/l]		0.73	0.4	2.4	0.6	0.7	0.75	856.7	2.5
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]		5.9	5.7	4.8	6.3	6	6.1	150.3	5.7
bal. ion. [méq/l]		0.9	1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1.1
erreur [%]		-3.3	0.9	-3	-3.1	-7	-3.9	-5.2	4.6
TSD [mg/l]		484.5	432.4	397.9	518	526.5	502.2	10439	422.7
TID [méq/l]		12.2	11.3	9.9	13	12.9	12.7	317	10.9
Fe [mg/l]	0.11	0.3	3.2	0.52	3.1	1.01	0.06	4.92	1.46
Mn [mg/l]	0.04	0.19	1.11	0.86	1.07	0.46	0.02	172.34	0.99
P [mg/l]									
Si [mg/l]									
Tritium [UT]		19	26	22	19	25	17	401	7
TOC [mg/l]	1.6								
DOC [mg/l]	1.6								
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	HAR-03	KOL-01	KOL-02	KOL-03	KOL-04	KOL-05	KOL-06	KOL-07	KOL-08
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	20	1
Ag [$\mu\text{g/l}$]								<10	
Al [$\mu\text{g/l}$]	60.5	48.2	41.3	17.6	337.4	69.1	29.9	99.3	857
As [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.2	1.4	0.6	0.5	1	0.4	<20	1.1
Au [$\mu\text{g/l}$]								0	
B [$\mu\text{g/l}$]	100.7	13.6	9.3	14.6	13	12.5	14	2648	65.8
Ba [$\mu\text{g/l}$]	197.1	29	32	30.2	45.6	65.1	34.4	183	178
Be [$\mu\text{g/l}$]								0	
Bi [$\mu\text{g/l}$]								0.3	
Br [$\mu\text{g/l}$]	67.1	21.5	38.8	8	32	14.5	44.5	167940	9.3
Cd [$\mu\text{g/l}$]								0.7	
Ce [$\mu\text{g/l}$]								0	
Co [$\mu\text{g/l}$]	0.7	0.3	0.4	0.7	1.3	0.5	0.1	10.1	12.5
Cr [$\mu\text{g/l}$]	0.9	1.1	0.6	0.6	2.9	1.5	2.3	11.6	4.3
Cs [$\mu\text{g/l}$]	0	0	0	0	0	0	0	8.2	0.1
Cu [$\mu\text{g/l}$]	3.2	1.7	1.3	2.5	2.1	1.4	0.5	4.5	12.9
Ga [$\mu\text{g/l}$]								0.1	
Ge [$\mu\text{g/l}$]								0	
Hf [$\mu\text{g/l}$]								0	
Hg [$\mu\text{g/l}$]								1.8	
I [$\mu\text{g/l}$]	34	2.2	1.1	0.6	0.5	0.5	0.6	146	0.8
In [$\mu\text{g/l}$]								0	
Ir [$\mu\text{g/l}$]								0	
La [$\mu\text{g/l}$]	0.5	0.2	0.3	0.1	2.5	0.4	0.1	0.1	8.3
Li [$\mu\text{g/l}$]	10.9	6.8	3.6	1.2	8.2	6.9	7.1	565.4	43
Mo [$\mu\text{g/l}$]	0.3	0.3	0.8	0.4	0.2	0.2	0.2	2	1.5
Nb [$\mu\text{g/l}$]								0	
Nd [$\mu\text{g/l}$]								0	
Ni [$\mu\text{g/l}$]	2.7	1.2	1.8	1.4	4.5	1.4	1.1	127.1	6.2
Os [$\mu\text{g/l}$]								0	
Pb [$\mu\text{g/l}$]								0.5	
Pd [$\mu\text{g/l}$]								0	
Pt [$\mu\text{g/l}$]								0	
Rb [$\mu\text{g/l}$]	2.2	0.6	0.4	0.4	1.1	0.4	0.4	343.6	6.4
Re [$\mu\text{g/l}$]								0	
Rh [$\mu\text{g/l}$]								0	
Ru [$\mu\text{g/l}$]								0	
Sb [$\mu\text{g/l}$]	0	0	0	0.1	0	0	0	1.8	0.3
Sc [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0	0.5	1.5
Se [$\mu\text{g/l}$]	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2182	<1
Sn [$\mu\text{g/l}$]	0	0.1	0	0	0	0	0	2.1	0.1
Ta [$\mu\text{g/l}$]								0	
Te [$\mu\text{g/l}$]								0	
Th [$\mu\text{g/l}$]								0	
Ti [$\mu\text{g/l}$]	0.6	1.8	1.1	0.6	4.5	1.8	1.8	6	2.1
Tl [$\mu\text{g/l}$]								0	
U [$\mu\text{g/l}$]	1	0.5	0.2	0.5	0.5	0.5	0.6	0.2	3.2
V [$\mu\text{g/l}$]	0.9	0.2	0.4	0.2	2	0.7	0.5	5.1	9.7
W [$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.6	0.1	0.2	0.4	0.3	0	3.8	0.1
Zn [$\mu\text{g/l}$]	20.4	102.8	62.2	101.4	457.4	63.2	8.7	285.3	438.7
Zr [$\mu\text{g/l}$]	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0	0.1	0.9	0.1

ANNEXE I

code	KOL-09	KOL-10	KOL-11	LIV-1	MEN-01	MON-01	MON-02	MON-03
date éch.	16.08.95	16.08.95	16.08.95	03.06.94	14.09.93	05.06.92	05.06.92	05.06.92
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO +CIPEL	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	CH	France	Suisse	Suisse	Suisse
région	Argovie	Argovie	Argovie	Vaud	HteSavoie	Valais	Valais	Valais
type de déch	DS	DS	DS	DR	DJ	ZI	ZI	ZI
ouverture du site	1979	1979	1979	1960				
fermeture du site	1985	1985	1985	1996	-	-	-	-
type de géologie	molasse	molasse	molasse	moraine	déch.	all. plaine	all. plaine	all. plaine
type de pré.	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	PVC	PVC	-	-	-	-	-
type d'eau	sout.	perc.ass.	sout.	surf.	perc.	surf.	surf.	surf.
position	aval	aval	aval	aval	drain	amont	aval	aval
influence	+	•	+	o	•	o	+	+
altitude réf. [msm]	≈450	≈450	≈450	611		396	≈396	≈396
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]	-	-	-			-	-	-
aspect	tr.	tr.	tr.	tr.	col. /od.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]						<200	<200	<200
T [°C]	15.3	15.4	18.3	12.6				
CE [μS/cm]	571	9820	802	600	4575	393	520	546
pH [-]	5.366	5.71	5.7	7.12	8	7.1	7.1	7.3
Eh mes. [mV]	198	-68	96					
Eh [mV]	0.405	0.139	0.303					
rH [-]	24.4	16.1	21.6					
O2 [mg/l]	10.2	20.3	11.2					
O2 [%]	107	214	125					
Dtot [°F]	35.3	406.5	46.7					
SO4 [mg/l]	21.2	208	25	16.6	27			
NO3 [mg/l]	12.2		12	53.5	6.2			
Cl [mg/l]	38	4383	105.8	28.4	440			
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]	354.6	176.5	366.7	300.8				
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]	7.5	130.8	9.7					
Ca [mg/l]	97.02	747.2	100.96	118.9				
Sr [mg/l]	0.671	30.599	1.223			0.862	1.052	3.782
Na [mg/l]	13.5	1250	19.7					
Mg [mg/l]	27	535	52.4					
K [mg/l]	1.5	17	2.3					
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]	7.7	136.8	10.3					
bal. ion. [méq/l]	1	1	1.1					
erreur [%]	1.3	2.2	3					
TSD [mg/l]	566.4	7355.4	686.9					
TID [méq/l]	15.2	267.6	20					
Fe [mg/l]	0.04	0.25	0.04	0.0008	1.33			
Mn [mg/l]	0.01	0.33	0.01	0	0.34			
P [mg/l]					0.448			
Si [mg/l]								
Tritium [UT]	17	37	39					
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]					174			
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	KOL-09	KOL-10	KOL-11	LIV-1	MEN-01	MON-01	MON-02	MON-03
FD [-]	1	10	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]		<5		0	0			
Al [µg/l]	18.8	63.9	39.2	0.33	33			
As [µg/l]	0.9	<10	0.6		0			
Au [µg/l]								
B [µg/l]	17.5	418	30.5	11.9	9163.9	29.7	25.9	108.2
Ba [µg/l]	207.2	355.8	289.6	19.52		29.1	29.4	101.9
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]		1.7		0	0			
Br [µg/l]	62.5	6129	257.9	10.5	3359.3	38.4	15.7	73.3
Cd [µg/l]		0.1		0.1	0	0.4	0.1	1
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	0.5	0.4	0.1	0.1	14.4	0.2	0.2	0.8
Cr [µg/l]	1.9	1	0.5	0.1	35.1	0.3	0.2	1.8
Cs [µg/l]	0	0	0	0.1	0			
Cu [µg/l]	46.5	15.6	9.4	0.7	20.5	42.3	8	11.7
Ga [µg/l]		0			0			
Ge [µg/l]					0			
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]		2.9		0	0	0.6	0.3	1.4
I [µg/l]	2.2	55	2.8	26.7	1638.3	2.2	1.5	7.7
In [µg/l]					0			
Ir [µg/l]					0			
La [µg/l]	0.1	0.2	0.1		2			
Li [µg/l]	8.9	184	30.5	1.9	159.4	9.7	9.2	30.1
Mo [µg/l]	0.5	85.6	4.9	0	11.8	1.4	1.7	12.2
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	2.5	13.6	2.6	0.1	179.7	4.9	2.8	19.9
Os [µg/l]					0			
Pb [µg/l]		1.5		0.21	6.7	1.5	4.8	0.6
Pd [µg/l]					0			
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	1.2	5	3.7	0.1	133.7	1.8	1	8.2
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]					0			
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0.1	0.1	0.1		1			
Sc [µg/l]	0.1	0.8	0	0	0			
Se [µg/l]	2.5	44	4.9		0			
Sn [µg/l]	0	0.3	0	0	4			
Ta [µg/l]					0			
Te [µg/l]					0			
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	0.6	3	0.9		8.9			
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	1.3	0.1	4.2	0.8	3.4	0.8	0.9	1.5
V [µg/l]	0.4	0.7	0.5	0.1	8.9	1.6	1.1	3.4
W [µg/l]	0.1	0.7	0.1	0	0			
Zn [µg/l]	237.7	77.9	73.2	5.2	125			
Zr [µg/l]	0.2	1.1	0.2	0.1	4			

ANNEXE I

code	MON-04	MON-05	MON-06	MON-07	MON-08	MON-09	MON-10	MON-11	MON-12
date éch.	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais	Valais
type de déch	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z	Z
ouverture du site									
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	-	-
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine
type de préél.	s	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
type d'eau	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.	surf.
position	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval	aval
influence	+	+	+	+	+	+	+	+	+
altitude réf. [msm]	≈396	≈396	≈392	≈392	≈392	≈388	≈387	≈387	≈392
niveau [m]									
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]	<200	<200	<200	<200	<200	<200	<200	<200	<200
T [°C]									
CE [μS/cm]	550	583	490	423	356	254	410	420	738
pH [-]	7.4	7.2	7.7	7.1	7.1	7	7.4	7.2	7.7
Eh mes. [mV]									
Eh [mV]									
rH [-]									
O2 [mg/l]									
O2 [%]									
Dtot [°F]									
SO4 [mg/l]									
NO3 [mg/l]									
Cl [mg/l]									
F [mg/l]									
HCO3 [mg/l]									
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]									
Ca [mg/l]									
Sr [mg/l]	3.74	3.717	1.426	1.176	0.411	0.282	0.468	0.533	2.779
Na [mg/l]									
Mg [mg/l]									
K [mg/l]									
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]									
bal. ion. [méq/l]									
erreur [%]									
TSD [mg/l]									
TID [méq/l]									
Fe [mg/l]									
Mn [mg/l]									
P [mg/l]									
Si [mg/l]									
Tritium [UT]									
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]									
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	MON-04	MON-05	MON-06	MON-07	MON-08	MON-09	MON-10	MON-11	MON-12
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]									
Al [µg/l]									
As [µg/l]									
Au [µg/l]									
B [µg/l]	100.7	101.2	409.5	340.6	135.2	195.2	21.3	71.9	135.7
Ba [µg/l]	103.5	136.6	89.4	76.7	32	33.3	34.6	38.6	343.9
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]									
Br [µg/l]	75	179.8	259.1	216.5	120.8	86	114.8	119.6	1951.5
Cd [µg/l]	0.5	0.5	0.5	0.3	0.6	0.1	0.1	0.1	0.7
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	0.8	0.6	3	5.1	0.6	2.1	0.2	0.4	1
Cr [µg/l]	1.9	2.6	1.4	1.1	0.2	0.4	0.1	0.4	3.2
Cs [µg/l]									
Cu [µg/l]	14.2	9.8	8.2	8.1	16.7	7.1	3	4.1	13.3
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	1.3	0.9	0.7	0.4	0	0.1	0	0.1	0.5
I [µg/l]	8	8.1	10.8	10.5	2.8	2.4	1.5	2	33.2
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]									
Li [µg/l]	29.4	29.9	16.6	14.8	6	5.9	5.2	7.2	38.6
Mo [µg/l]	11.6	11.8	5.1	5.6	0.3	0.3	0.3	10.9	12.9
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	11	9.6	42.5	19.6	7.5	6	2.1	4.4	32
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	0.4	0.2	1.2	1.8	3	1.6	0.5	1.7	0.2
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	3.2	4	4.3	4.3	3	3.8	2.9	3.4	14.4
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]									
Sc [µg/l]									
Se [µg/l]									
Sn [µg/l]									
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]									
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	1.5	1.6	1	1	0.7	0.5	1.4	1.3	2.8
V [µg/l]	4.1	5.8	7.7	6.3	3.4	4.2	2.9	3.6	31.8
W [µg/l]									
Zn [µg/l]									
Zr [µg/l]									

ANNEXE I

code	MON-13	MON-14	MON-15	NEI-01	OBE-01	OIS-01	OIS-02	PEL-01
date éch.	05.06.92	05.06.92	05.06.92	14.09.93	14.09.93	11.10.94	18.10.94	14.09.93
labo	GEO	GEO	GEO	GEO +CIPEL	GEO +CIPEL	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+CIPEL
pays	Suisse	Suisse	Suisse	France	Suisse	Suisse	Suisse	France
région	Valais	Valais	Valais	HteSavoie	Valais	JU	JU	Ain
type de déch	ZI	ZI	ZI	DU	DR	DU+	DU+	DU
ouverture du site						1950	1950	
fermeture du site	-	-	-	-	-	1977	1977	-
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	déch.	déch.	calcaires	calcaires	déch.
type de préél.	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	-	-	-	-	acier zn	PVC	-
type d'eau	surf.	surf.	surf.	perc.	perc.ass.	sout.	sout.	perc.
position	aval	amont	aval	drain	aval	aval	aval	drain
influence	+	o	+	•	•	+	+	•
altitude réf. [msm]	≈392	≈401	≈396			≈440	≈440	
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]	-	-	-			-	-	
aspect	limp.	limp.	limp.	FILTRE	FILTRE	limp.	limp.	FILTRE
débit [l/mn]	<200	<100	<100					
T [°C]								
CE [μS/cm]	742	83	108	2100	200			15560
pH [-]	7.7	7	7	8.2	7.3			6.2
Eh mes. [mV]								
Eh [mV]								
rH [-]								
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]								
SO4 [mg/l]				31	7			230
NO3 [mg/l]				1.8	0.1			1.2
Cl [mg/l]				160	0.9			1050
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]								
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]								
Ca [mg/l]								
Sr [mg/l]	2.336	0.104	0.133					
Na [mg/l]								
Mg [mg/l]								
K [mg/l]								
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]								
bal. ion. [méq/l]								
erreur [%]								
TSD [mg/l]								
TID [méq/l]								
Fe [mg/l]				0.69	0.02	0	0.41	28.54
Mn [mg/l]				0.29	0.21	0	0.03	13.01
P [mg/l]				1.78	0.081	5	8	18.2
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]				88	2.5			692
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	MON-13	MON-14	MON-15	NEI-01	OBE-01	OIS-01	OIS-02	PEL-01
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]				0	0	0.1	0.1	0
Al [µg/l]				241	0	48.9	500	242
As [µg/l]				0	0	0	0.1	0
Au [µg/l]								
B [µg/l]	124.1	12.7	31.8	494.2	0	8	3.8	6848
Ba [µg/l]	286	20.3	19.6			13.2	149	
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]				0	0	0.1	0.1	0
Br [µg/l]	1576.4	19.6	30.4	697	65.4	5	2.9	3535.8
Cd [µg/l]	0.5	0.1	0.2	0	0	0.4	0.7	0
Ce [µg/l]						0.1	0.2	
Co [µg/l]	0.7	0.1	0.2	0	0	0	0.2	36.6
Cr [µg/l]	2.8	1.5	1	44.3	0	0.3	2.1	97.4
Cs [µg/l]				0	0	0.2	0.4	0
Cu [µg/l]	79.7	10.3	19	17	1.6	1.7	15.3	20.3
Ga [µg/l]				0	0			0
Ge [µg/l]				0	0			0
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]	1	0.1	0.1	0	0	0.1	0.1	0
I [µg/l]	26	0.7	1.1	168	14.7	1.3	4	587.4
In [µg/l]				0	0			0
Ir [µg/l]				0	0			0
La [µg/l]				1	0	0	0.7	2
Li [µg/l]	33.3	3.3	2.8	26.5	8.5	0.7	5	125.4
Mo [µg/l]	11.2	0.4	0.3	4.5	0	0.2	0.1	111.8
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]						0.1	0.1	
Ni [µg/l]	11.8	6.6	0.9	19.8	0	0.1	1.4	697.4
Os [µg/l]				0	0			0
Pb [µg/l]	0.2	0.8	1.3	9	0	5	50.7	1.4
Pd [µg/l]				0	0			0
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	7.4	4.4	4.8	84.9	4	0.7	3.8	821.2
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]				0	0			0
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]				0	0	0.1	0.2	2
Sc [µg/l]				0	0	0.1	0	0
Se [µg/l]				0	0	0.8	1	0
Sn [µg/l]				1	0	2.7	0.4	2
Ta [µg/l]				0	0			0
Te [µg/l]				0	0			0
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]				42.2	0.2	0.1	18.6	25
Tl [µg/l]						0.1	0.1	
U [µg/l]	2.6	0.1	0.1	5.5	0	0.5	1.1	6
V [µg/l]	25.9	1.9	1.7	14.7	3.6	0.4	5.3	20.4
W [µg/l]				0	0	0	0.1	0
Zn [µg/l]				57.3	96	2267.6	19.6	98.7
Zr [µg/l]				2	0	0.5	0.4	4

ANNEXE I

code	RID-01	RID-02	RID-03	RID-04	RIV-1	RIV-2	RIV-3	RIV-3
date éch.	13.07.93	13.07.93	13.07.93	13.07.93	29.06.95	29.06.95	29.06.95	29.06.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO+USSL	GEO+USSL	GEO+USSL	GEO+USSL
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Italie	Italie	Italie	Italie
région	Valais	Valais	Valais	Valais	Torino	Torino	Torino	Torino
type de déch	DR	DR	DR	DR	ZI	ZI	ZI	ZI
ouverture du site	1960	1950	1960	1950	1991	1991	1991	1991
fermeture du site	1980	1980	1980	1980	-	-	-	-
type de géologie	all. Ita	all. Ita	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine
type de prél.	s	s	s	s	d	d	d	d
type de piézo.	-	-	-	-	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	surf.	surf.	surf.	surf.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	amont	aval	amont	aval	aval	aval	amont	amont
influence	o	o	o	o	+	+	o	o
altitude réf. [msm]	≈510	≈475	≈475	≈474	≈250	≈250	≈250	≈250
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]	>10000	>10000	<1000	<1000				
T [°C]	9	9.1	14.6	13.5	12.5	10.7	10.5	
CE [μS/cm]	166	171	277	266	150	120	140	
pH [-]					7.3	7.1	7.3	
Eh mes. [mV]					3.2	45.1	3.1	
Eh [mV]					0.21	0.252	0.21	
rH [-]					21.7	22.7	21.7	
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]					5.8	4.6	5.3	
SO4 [mg/l]					14	11	13	
NO3 [mg/l]					5.4	4.8	5.4	
Cl [mg/l]					8	4.4	7	
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]					61	54.9	48.8	
NO2 [mg/l]					0	0	0	
Σ anions [méq/l]					1.6	1.3	1.4	
Ca [mg/l]					15	12	14	
Sr [mg/l]					0.063	0.022	0.047	0.039
Na [mg/l]					13	13	13	
Mg [mg/l]					5	3.8	4.5	
K [mg/l]					0.8	0.8	0.9	
NH4 [mg/l]					0	0	0	
Σ cations [méq/l]					1.7	1.5	1.7	
bal. ion. [méq/l]					1.1	1.2	1.2	
erreur [%]					3	7.1	9.7	
TSD [mg/l]					122.5	105	106.8	
TID [méq/l]					3.3	2.8	3.1	
Fe [mg/l]	0	0	0	0	0	0.01	0.03	0.03
Mn [mg/l]	0	0	0	0	0.01	0	0.01	0
P [mg/l]					0	0	0	
Si [mg/l]								
Tritium [UT]					17	14		
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]								
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE 1

code	RID-01	RID-02	RID-03	RID-04	RIV-1	RIV-2	RIV-3	RIV-3
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0	0	0	<0.5	<0.5		
Al [µg/l]	15.2	11.9	4.9	2.7	13.7	93.1	20.3	17.4
As [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	<1	<1	0	0
Au [µg/l]					0	0		
B [µg/l]	4.8	4.4	3.4	3.4	31.9	41.3	38	36.6
Ba [µg/l]	16.8	18.8	1.1	3.9	10.1	7.1	6.2	6.1
Be [µg/l]					0	0		
Bi [µg/l]	0	0	0	0	0.2	0.1		
Br [µg/l]	2.1	2.6	0.1	0.3	107.4	65.8	45.6	42
Cd [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0	
Ce [µg/l]					0.1	0.1		
Co [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.2
Cr [µg/l]	0.1	0	0	0.1	0.5	1.2	2.5	2.3
Cs [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0
Cu [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0	0.8	1.3	0.4	0.5
Ga [µg/l]					0	0		
Ge [µg/l]					0	0		
Hf [µg/l]					0	0		
Hg [µg/l]	0	0	0	0	0.5	0.3	0	
I [µg/l]	17.7	9.5	14.3	5.8	13.9	14.4	0.6	0.6
In [µg/l]								
Ir [µg/l]					0	0		
La [µg/l]	0	0	0	0	0	0.1	0	0
Li [µg/l]	3.5	2.9	3.5	3.8	1.5	2.5	1.2	0.8
Mo [µg/l]	2.4	2.3	2.3	1.3	0.2	0.4	0.3	0.3
Nb [µg/l]					0	0		
Nd [µg/l]					0	0		
Ni [µg/l]	0.3	0.2	0.1	0.1	8	9.4	7.1	7.3
Os [µg/l]					0	0		
Pb [µg/l]	0.3	0.1	0	0	0.2	0.1	0	
Pd [µg/l]					0	0		
Pt [µg/l]					0	0		
Rb [µg/l]	3.4	3.6	0.1	0.1	0.8	0.6	0.9	0.8
Re [µg/l]					0	0		
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]					0	0		
Sb [µg/l]					0.1	0.1	0.1	0
Sc [µg/l]	0	0	0	0	0	0.1	0	0
Se [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	<1	0.1	<1
Sn [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0	0
Ta [µg/l]					0	0		
Te [µg/l]					0	0		
Th [µg/l]					0	0		
Ti [µg/l]	0.1	0.2	0.3	0.4	0.1	0.4	0.6	0.8
Tl [µg/l]					0	0		
U [µg/l]	1.3	1.3	0.4	0.5	0.1	0.1	0	0.1
V [µg/l]	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1
W [µg/l]	0	0	0	0	0.1	0.1	0.2	0.2
Zn [µg/l]	1.6	2.7	67.4	4.5	3.6	6.4	2.5	1.5
Zr [µg/l]	0	0	0	0	0.2	0.1	0	0

ANNEXE I

code	ROM-01	ROM-02	ROM-03	SAU 01	SAU 02	SAU 03	SAU 04	SAU 05	SAU 06
date éch.	05.06.92	05.06.92	26.05.92	04.07.95	04.07.95	04.07.95	04.07.95	04.07.95	04.07.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud
type de déché	DR	DR	DR	DU+	DU+	DU+	DU	DU	DU
ouverture du site	1960?	1960?	1960?	1960	1960	1960	1970	1960	1960
fermeture du site	1980?	1980?	1980?	1980	1980	1980	1980	1980	1980
type de géologie	molasse	molasse	molasse	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine
type de prél.	s	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	-	-	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	surf.	surf.	surf.	sout.	perc.	sout.	perc.	sout.	sout.
position	amont	aval	aval	amont	dans déché.	aval	dans déché.	aval	aval
influence	o	o	+	o	•	+	•	+	+
altitude réf. [msm]			545	432.43	438.48	433.83	433.78	432.27	432.27
niveau [m]				2.15	2.68	3	2.1		
alt. piézo. [msm]			-	430.3	435.8	430.8	431.7	-	-
aspect	limp.	limp.	limp.	limp.	col. / od.	limp.	col. / od.	tr.	limp.
débit [l/mn]	<100	<100							
T [°C]				12.2	11.9	10.6	12.9	14.3	11.3
CE [µS/cm]	590	596	497	1192	4050	755	1374	472	876
pH [-]	7.8	7.7	8.3	6.77	6.79	7.9	6.59	6.6	6.7
Eh mes. [mV]				-12	-89	-89	-26	51	-121.8
Eh [mV]				0.195	0.118	0.118	0.181	0.258	0.085
rH [-]				20.1	17.6	19.8	19.3	21.9	16.3
O2 [mg/l]				5.3	0.8	3.6	1.3	1.6	5
O2 [%]				52	8	34	13	16	48
Dtot [°F]				73.8	116.1	30.3	67.2	32.2	47
SO4 [mg/l]				95.9	24.23	15.4	91.6	7.76	15.82
NO3 [mg/l]				3.33	0	8.44	1.82	7.63	2.7
Cl [mg/l]				259.9	694	49.01	24.6	48.3	75.7
F [mg/l]				0.2	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2
HCO3 [mg/l]				502.7	1182	378.4	890.6	316.9	591.7
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]				17.6	39.5	8.1	17.2	6.9	12.2
Ca [mg/l]				247.97	336.7	102.97	208.32	93	114.66
Sr [mg/l]	0.888	1.013	2.583	1.143	2.261	0.567	1.648	0.877	2.612
Na [mg/l]				31.2	450	16	58	4.8	18
Mg [mg/l]				29	78	11.2	37	21.8	44.7
K [mg/l]				3.2	34	13.8	8.4	2.4	37
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]				16.2	43.7	7.1	16.2	6.7	11.2
bal. ion. [méq/l]				0.9	1.1	0.9	0.9	1	0.9
erreur [%]				-4.1	5	-6.6	-3	-1.5	-4.3
TSD [mg/l]				1187.1	2834	608.8	1336.5	504.4	909.9
TID [méq/l]				33.8	83.2	15.2	33.4	13.6	23.4
Fe [mg/l]				1.51	11.93	1.78	3.27	0.03	0.42
Mn [mg/l]				0.35	1.76	1.61	3.27	0.03	0.86
P [mg/l]									
Si [mg/l]				10	15.8	8.9	6.3	0.2	4.9
Tritium [UT]				48	156	22	89	6	18
TOC [mg/l]				12.2	211.7		14		
DOC [mg/l]				11.53	211.7		13		
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	ROM-01	ROM-02	ROM-03	SAU 01	SAU 02	SAU 03	SAU 04	SAU 05	SAU 06
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]				0.1	0.7	0.1	0.6	0.1	0.1
Al [µg/l]				69	sat.	sat.	sat.	10.4	114.2
As [µg/l]				2.6	2.4	1.2	1.9	0.1	0.9
Au [µg/l]									
B [µg/l]	88	133	813.7	110.8	338.9	58.4	170.6	43.9	55.9
Ba [µg/l]	171.6	176.6	215.2	152.2	994.9	134.3	378.6	69.6	315.3
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]				0.2	0.8	0	0.1	0	0
Br [µg/l]	166.2	168.2	141.9	266	1524	93.3	758.7	4.3	33.3
Cd [µg/l]	0.7	0.1	0.6	0.3	2.4	0.3	0.9	0.7	0.3
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	1	0.7	0.3	0.5	8.2	2.7	3.5	0.3	2
Cr [µg/l]	9.4	9.1	13.9	1.5	4.5	3.6	2.9	2.9	0.6
Cs [µg/l]				0	0	0.1	0	0	0
Cu [µg/l]	13.6	12.5	19.7	1.9	4.8	3.9	6	7.5	2.5
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	0.4	0.6	0.7	0	0	0	0	0	0
I [µg/l]	8.3	10	10	17.7	101.2	6.6	25.1	1.1	2.3
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]				0.1	0.1	0.1	2.5	0.1	1
Li [µg/l]	33	24.1	76.2	7.4	38.5	10.1	12.6	23.8	16.2
Mo [µg/l]	10.3	6.5	33	2.2	3	2.7	1.1	5.9	1.5
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	8.8	16.1	8.8	3.9	19.5	12.2	8.2	6.2	5.2
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	0.4	0.4	0.4	0.2	1	0	0.1	0	0
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	28.4	20	6.3	2.1	12.2	13.9	4.2	0.9	1.7
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]				0.1	0.3	0.3	0.4	0.5	0.1
Sc [µg/l]				0.1	0.3	0	0.4	0	0.3
Se [µg/l]				0	0	0	0	0	0
Sn [µg/l]				0.1	0.4	0	0.1	0	0
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]				0.2	1.4	0.8	4.8	0.2	0.8
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	4	4.8	7.1	1	0.2	0.7	0.6	2.2	0.9
V [µg/l]	10.4	9.7	45.7	0.7	1.3	4.7	4.5	0	0.9
W [µg/l]				0	0	0	0	0	0
Zn [µg/l]				101.6	138.6	46.9	121.6	284.1	94.6
Zr [µg/l]				0.2	0.7	0.4	0.3	0.1	0.2

ANNEXE I

code	SAU 07	SAU 08	SAU 09	SAU 09	SER-1	SER-2	SER-3	SOR-01
date éch.	04.07.95	04.07.95	03.06.95	04.07.95	19.06.95	19.06.95	19.06.95	16.11.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO +USSL	GEO+BURL
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Italie	Italie	Italie	Suisse
région	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Torino	Torino	Torino	FR
type de déché	DU	DU	DU	DU	DU	DU	DU	DU+
ouverture du site	1960	1960	1960	1960	1990	1990	1990	1977
fermeture du site	1980	1980	1980	1980	-	-	-	-
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	fl-glac.
type de préél.	s	s	s	s	d	d	d	s
type de piézo.	PVC	-	-	-	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	perc.ass.	surf.	perc.ass.	perc.ass.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	aval	amont	aval	aval	aval	aval	amont	aval
influence	•	o	•	•	+	+	o	+
altitude réf. [msm]	432.27	≈430	≈430	≈430	271.51	271.42	272.8	
niveau [m]					12.65	12.33	13.48	
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	258.9	259.1	259.3	
aspect	limp.	tr.	tr.	tr.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]		≈10	≈10	≈10				
T [°C]	11.4	18.6	19.2	19.5	13.9	13.7	13.5	
CE [µS/cm]	1529	885	1510	1545	370	320	270	506
pH [-]	6.4	7.3	7	7.38	6.8	8	7.3	8.04
Eh mes. [mV]	-27	-185		139	11.89	-146.9	-47.2	
Eh [mV]	0.18	0.022		0.346	0.218	0.06	0.159	
rH [-]	18.9	15.3		26.5	21	18	20	
O2 [mg/l]	4.6	4.6		3.8				
O2 [%]	44	52		44				
Dtot [°F]	99	43.9		78	20.9	18.6	16.9	
SO4 [mg/l]	33.26	37.82	237.9	67.5	45	40	28	3.3
NO3 [mg/l]	3.04	3	3.5	2.7	54.4	8.3	21.7	7.48
Cl [mg/l]	67.9	77.2	59.5	79.3	19	18	11	17
F [mg/l]	0.2	0.2		0.2				
HCO3 [mg/l]	1171.1	479.4	715	1126	109.8	158.6	122	
NO2 [mg/l]					0	0.04	0	0.22
Σ anions [méq/l]	21.9	10.9		22.1	4.1	4.1	3.2	
Ca [mg/l]	332.48	158.14	332.6	243.4	31	25	25	
Sr [mg/l]	2.31	0.721		1.251	0.095	0.049	0.092	
Na [mg/l]	26.6	8.2		62	14	11	5.3	
Mg [mg/l]	39	10.8		42	32	30	26	
K [mg/l]	18	3		81.6	2.6	1.5	1.2	
NH4 [mg/l]					0	2.5	0	4.5
Σ cations [méq/l]	21.5	9.2		20.4	4.9	4.8	3.6	
bal. ion. [méq/l]	1	0.8		0.9	1.2	1.2	1.1	
erreur [%]	-0.9	-8.5		-4	8.9	7.9	5.9	
TSD [mg/l]	1706.4	810.2		1717.3	309.5	293.9	240.7	
TID [méq/l]	43.4	20.1		42.5	9	8.9	6.8	
Fe [mg/l]	0.04	16.09		0.76	1.41	1.1	0.25	
Mn [mg/l]	4.86	1.11	0.53	0.54	0.02	0.15	0.03	0.03
P [mg/l]					0	0	0	3.3
Si [mg/l]	6.8	13.9		8.8				
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]		158.1		11.9				24.2
DOC [mg/l]		155.7		11.9				10.8
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								180

ANNEXE I

code	SAU 07	SAU 08	SAU 09	SAU 09	SER-1	SER-2	SER-3	SOR-01
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0.7	0.4	0	0.1				
Al [µg/l]	5.4		8.95	sat.	10.8	116.5	61	
As [µg/l]	0.8	2.2	0	1	0	0	0	
Au [µg/l]								
B [µg/l]	55	163	220.7	534.1	38.5	27	10.5	
Ba [µg/l]	471.5	174	80.3	140.7	13.5	3.3	6	59.4
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]	0.1	0	0	0				
Br [µg/l]	142.6	93.8	40.1	447	14.9	11.3	10.5	124.6
Cd [µg/l]	0.7	0.9	0.2	0.3	0	0	0	
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	9	7.3	1.88	32	0.2	0.1	0.2	
Cr [µg/l]	1.2	4.8	0.29	1.5	5.9	5.1	2	
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0	
Cu [µg/l]	2.6	10.6	2.12	1.9	1.2	0.7	0.6	
Ga [µg/l]								
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]	0	0	0	0	0	0	0	
I [µg/l]	22.9	12.9	531.5	28.4	1	0.3	0.4	
In [µg/l]								
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	0.3	6.6	0	0.2	0.1	0.2	0.2	
Li [µg/l]	10.1	2.8	5.9	22.4	3.1	1.9	2.2	
Mo [µg/l]	2.5	0.9	0.4	1.6	0.2	2.4	0.2	
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	26.6	16.2	8.5	9.5	38.1	20.1	5.5	4.9
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]	0.1	0	0.63	0.5	0	0	0	
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	1.1	6.2	4.97	21.7	0.7	1.9	1.3	7.8
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0.7	0.3		0.4	0	0	0.1	
Sc [µg/l]	0.8	0.5	0	0.1	0	0	0.1	
Se [µg/l]	0	0		0	0.1	0.1	<1	
Sn [µg/l]	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0	
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	0.2	8.6	0.5	0.6	1.7	0.8	0.6	
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	11.2	4.2	15.6	3.1	0.1	0	0.2	
V [µg/l]	0.3	19.3	0	0.8	0.4	0	0.6	
W [µg/l]	0	0	0	0	0.2	0.1	0.2	
Zn [µg/l]	98.6	107.7	16.2	23.3	7	5	4.3	
Zr [µg/l]	1	1.9	0.2	0.7	0.1	0.1	0.1	

ANNEXE I

code	SOR-01	SOR-02	SOR-02	SOR-03	SOR-03	SOR-04	SOR-04	SOR-06
date éch.	21.06.95	16.11.95	21.06.95	16.11.95	21.06.95	16.11.95	21.06.95	14.09.93
labo	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+CIPEL
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	Fribourg
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1977	1977	1977	1977	1977	1977	1977	1977
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	-
type de géologie	fl-glac.	déch.	déch.	déch.	déch.	déch.	déch.	déch.
type de pré.	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	-	-	-	-	-	-	-
type d'eau	sout.	trait.	trait.	trait.	trait.	trait.	trait.	perc.
position	sous déch.	EE	EE	EB	EB	ED	ED	drain
influence	+	(•)	(•)	(•)	(•)	(•)	(•)	•
altitude réf. [msm]	≈800							≈800
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]	-							-
aspect	limp.	limp.	limp.	tr.	tr.	limp.	limp.	FILTRE
débit [l/mn]								
T [°C]								
CE [μS/cm]	926	656	926	732	921	747	919	10980
pH [-]	7.9	7.56	7.7	7.5	7.4	7.4	7.5	8.4
Eh mes. [mV]								25
Eh [mV]								0.232
rH [-]								24.6
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]								64
SO4 [mg/l]	6.7	24	34	18	30	19	31	24.9
NO3 [mg/l]	2.2	6.16	2.2	0.79	0	1.01	0.44	6
Cl [mg/l]	57	31	62	36	54	32	54	1230.5
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]								4727.5
NO2 [mg/l]	0.19	0.67	1.06	0.03	0.03	0.03	0.1	0.14
Σ anions [méq/l]								112.8
Ca [mg/l]								113.2
Sr [mg/l]								
Na [mg/l]								1028.6
Mg [mg/l]								86.9
K [mg/l]								649.2
NH4 [mg/l]	9.2	12.09	20.8	19.5	23.4	18.2	22.1	89.3
Σ cations [méq/l]								93.9
bal. ion. [méq/l]								0.8
erreur [%]								-9.1
TSD [mg/l]								7870.9
TID [méq/l]								206.7
Fe [mg/l]	0.02		0.02		0.09		0.21	
Mn [mg/l]	0.25	0.12	0.01	0.04	0.02	0.04	0.03	
P [mg/l]	0.1	0.2	0.5	7.6	5.4	3.3	5.8	0.02
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]	9	11	20	189	72	57	85	
DOC [mg/l]	8.3	9	14	40	29	19	26	
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]	26	32	60	561	223	175	288	1934

ANNEXE I

code	SOR-01	SOR-02	SOR-02	SOR-03	SOR-03	SOR-04	SOR-04	SOR-06
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0		0		0		0	
Al [µg/l]	1.8		3.6		36.4		32.7	
As [µg/l]	0.6		0.3		0.5		0.3	
Au [µg/l]								
B [µg/l]	90.8		929		778.1		770	3455.3
Ba [µg/l]	111.3	16.7	11.5	23.1	28.8	19.4	22.5	213
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]	0.9		0.9		0.9		0.9	
Br [µg/l]	103.8	118.4	140.8	136.8	126	121.5	112.6	213
Cd [µg/l]	0.2		0.2		0.3		0.2	0.2
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	1.2		0.9		1.1		0.9	
Cr [µg/l]	1.3		1.5		3.8		3.7	4.6
Cs [µg/l]	0.1		0.1		0.1		0.2	
Cu [µg/l]	2.8		3.4		6.9		6.9	104.5
Ga [µg/l]								
Ge [µg/l]								
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]	0.1		0		0		0	
I [µg/l]	2.9		3.7		6.3		4	
In [µg/l]								0
Ir [µg/l]								
La [µg/l]	0.4		0.4		0.4		0.4	
Li [µg/l]	4.7		8.2		8.8		12.8	
Mo [µg/l]	0.9		4		0.8		0.9	
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	7.2	14.5	23.9	21.7	18.6	15.3	18	25.5
Os [µg/l]								
Pb [µg/l]	0.3		1.3		2		1.2	
Pd [µg/l]								
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	8.6	10.3	15.2	14.8	10.8	12.1	11.9	63.2
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]								0
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	0.4		0.5		0.5		0.5	
Sc [µg/l]	0.4		0.3		0.3		0.3	
Se [µg/l]	0		1.2		0		0	
Sn [µg/l]	0.3		0.3		1		1.2	0.9
Ta [µg/l]								
Te [µg/l]								
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	0.5		0.3		2		1	
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	0.5		0.6		0.8		0.6	
V [µg/l]	n.d.		n.d.		0.2		0.2	1.5
W [µg/l]	0.3		0.1		0.2		0.2	
Zn [µg/l]	27.1		43.9		82.5		29.3	
Zr [µg/l]	0.5		0.4		0.6		0.5	

ANNEXE I

code	SOR-06	SOR-06	SOR-06	SOR-07	SOR-08	SOR-09	SOR-10	SOR-11
date éch.	21.06.95	14.09.93	16.11.95	16.11.95	16.11.95	16.11.95	16.11.95	16.11.95
labo	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	FR	Fribourg	FR	FR	FR	FR	FR	FR
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1977	1977	1977	1977	1977	1977	1977	1977
fermeture du site	-	-	-	-	-	-	-	-
type de géologie	déch.	déch.	déch.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.	fl-glac.
type de prél.	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	-	-	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	perc.	perc.	perc.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	drain	drain	drain	amont	amont	aval	aval	aval
influence	•	•	•	o	o	+	+	+
altitude réf. [msm]		≈800	≈810	≈820	≈810	≈800	≈770	≈810
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]		-	-	-	-	-	-	-
aspect	brunâtre	brunâtre	col.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]								
T [°C]								
CE [μS/cm]	11360	12610	13890					
pH [-]	8.3	8	8.3					
Eh mes. [mV]								
Eh [mV]								
rH [-]								
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]								
SO4 [mg/l]	34	155	19					
NO3 [mg/l]	1.76	0.1	6.6					
Cl [mg/l]	1091	1600	956					
F [mg/l]								
HCO3 [mg/l]								
NO2 [mg/l]	0.22		0.03					
Σ anions [méq/l]								
Ca [mg/l]								
Sr [mg/l]								
Na [mg/l]								
Mg [mg/l]								
K [mg/l]								
NH4 [mg/l]	822.9		783.2					
Σ cations [méq/l]								
bal. ion. [méq/l]								
erreur [%]								
TSD [mg/l]								
TID [méq/l]								
Fe [mg/l]	5.58	2.07						
Mn [mg/l]	0.29	0.38	0.27	0	0	0.37	0.83	0.04
P [mg/l]	7	5.47	8.5					
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]	659		693					
DOC [mg/l]	617	537	587					
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]	1921		2110					

ANNEXE I

code	SOR-06	SOR-06	SOR-06	SOR-07	SOR-08	SOR-09	SOR-10	SOR-11
FD [-]	20	1	20	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0						
Al [µg/l]	620.2	537						
As [µg/l]	10	0						
Au [µg/l]								
B [µg/l]	8290	20015						
Ba [µg/l]	488.2		315	77.8	88.4	132.3	215.1	116.8
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]	17.5	0						
Br [µg/l]	7888	9931.1	6168	15.8	25.8	13.2	161.2	82.4
Cd [µg/l]	6.1	0						
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]	29.4	23.6						
Cr [µg/l]	284.4	192.4						
Cs [µg/l]	8.2	7.2						
Cu [µg/l]	32.8	221.7						
Ga [µg/l]		0						
Ge [µg/l]		0						
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]	0	0						
I [µg/l]	118	1037						
In [µg/l]		0						
Ir [µg/l]		0						
La [µg/l]	7.6	2						
Li [µg/l]	860	236.1						
Mo [µg/l]	2	73.5						
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	290.3	454.7	210	1.7	0.6	7.7	27.6	3.6
Os [µg/l]		0						
Pb [µg/l]	92	27.7						
Pd [µg/l]		0						
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	502.2	529.7	410	0.6	0.6	0.9	11.5	6
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]		0						
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]	14	1						
Sc [µg/l]	6.4	0						
Se [µg/l]	20	39.8						
Sn [µg/l]	66.7	11						
Ta [µg/l]		0						
Te [µg/l]		0						
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]	52	78.1						
Tl [µg/l]								
U [µg/l]	6	6.5						
V [µg/l]	11.4	24.6						
W [µg/l]	18	12.6						
Zn [µg/l]	783.9	386						
Zr [µg/l]	20.9	9						

ANNEXE I

code	SOR-12	SOT-01	SOT-02	SOT-03	SOT-03	SOT-04	SOT-05	TAN-02
date éch.	16.11.95	16.08.93	16.08.93	16.08.93	14.09.93	16.08.93	16.08.93	13.07.93
labo	GEO	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO +CIPEL	GEO+BUR.	GEO+BUR.	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	FR	VD	VD	VD	Vaud	VD	VD	Valais
type de déch	DU+	DR	DR	DR	DR	DR	DR	DU
ouverture du site	1977	1987	1987	1987	1987	1987	1987	1970
fermeture du site	-	1991	1991	1991	1991	1991	1991	-
type de géologie	fl-glac.	molasse	déch.	déch.	déch.	moraine	moraine	all. Ita
type de pré.	s		s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	-	-	-	-	béton	PVC	-
type d'eau	sout.	surf.	trait.	perc.	perc.	sout.	sout.	surf.
position	aval	aval	EC	drain	drain	aval	aval	aval
influence	+	+	(•)	•	•	+	+	o
altitude réf. [msm]	≈790	≈780	≈790	≈790	≈790	≈790	≈790	≈635
niveau [m]								
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	limp.	limp.	col.	col.	FILTRE	limp.	tr.	limp.
débit [l/mn]								>500
T [°C]								10.1
CE [μS/cm]			≈3000	≈2800	2990			322
pH [-]		8.29	7.26	7.99	7.4	7.63	7.5	
Eh mes. [mV]								
Eh [mV]								
rH [-]								
O2 [mg/l]								
O2 [%]								
Dtot [°F]								
SO4 [mg/l]		36.65	435	347	340	21	145	
NO3 [mg/l]		0.088	1.9	0.84	1.2	6.22	2.03	
Cl [mg/l]			201	184	190		120	
F [mg/l]		<0.05	<0.05	<0.05		<0.05	<0.05	
HCO3 [mg/l]								
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]								
Ca [mg/l]								
Sr [mg/l]								
Na [mg/l]								
Mg [mg/l]								
K [mg/l]								
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]								
bal. ion. [méq/l]								
erreur [%]								
TSD [mg/l]								
TID [méq/l]								
Fe [mg/l]		0	0.11	0.08	0.23	0	0.05	0
Mn [mg/l]		0	0.01	0.14	0.07	0	0.19	0
P [mg/l]					0.232			
Si [mg/l]								
Tritium [UT]								
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]		3.7	53	61	71	5	63	
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	SOR-12	SOT-01	SOT-02	SOT-03	SOT-03	SOT-04	SOT-05	TAN-02
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]		0.3	1.6	0.1	0	0	0.3	0
Al [µg/l]		5.7	10	84.4	47	2.6	35.5	0.4
As [µg/l]		0.2	0.2	0.2	0	0.2	0.2	0.1
Au [µg/l]								
B [µg/l]		135.6	2600	2550	7402	12	1380	1.1
Ba [µg/l]	197	82.5	151.6	166.2		106.4	210.1	11.3
Be [µg/l]								
Bi [µg/l]		0.3	1	1	0	0.2	0.3	0
Br [µg/l]	8.5	113.5	1146	1026	1819.1	21.4	652.5	0.1
Cd [µg/l]		0.5	2.1	1.8	0	0.5	0.5	0.1
Ce [µg/l]								
Co [µg/l]		0.3	3.8	2.3	0.4	0.3	1.1	0.1
Cr [µg/l]		2.2	2.5	7.9	4.8	0.7	5.4	0
Cs [µg/l]		0.5	2.1	2.2	0	0.5	0.6	0.1
Cu [µg/l]		5.2	12.7	9.6	4.1	6.8	3.5	0.7
Ga [µg/l]					0			
Ge [µg/l]					0			
Hf [µg/l]								
Hg [µg/l]		0	0	0	0	0	0	0
I [µg/l]		171.4	1240	1160	346.8	14.2	501	0.1
In [µg/l]		0	0	0	0	0	0	
Ir [µg/l]					0			
La [µg/l]					1			0
Li [µg/l]		5.7	50.6	79.8	79.1	4.7	51.5	2.3
Mo [µg/l]		0.3	13	1.4	0	0	1.7	5.2
Nb [µg/l]								
Nd [µg/l]								
Ni [µg/l]	1.7	2.1	25.4	13.8	4.2	1.1	6.3	0.1
Os [µg/l]					0			
Pb [µg/l]		1	3.3	3.9	6.7	0.9	1.5	0.1
Pd [µg/l]					0			
Pt [µg/l]								
Rb [µg/l]	0.4	4.4	89.6	98	100.4	0.2	55.6	0.4
Re [µg/l]								
Rh [µg/l]		0	0	0	0	0	0	
Ru [µg/l]								
Sb [µg/l]					0			
Sc [µg/l]		1.7	6.2	6.4	0	1.7	1.9	0
Se [µg/l]		0	0	0	0	0	0	0.1
Sn [µg/l]					0			0
Ta [µg/l]					0			
Te [µg/l]					0			
Th [µg/l]								
Ti [µg/l]					17.5			0.2
Tl [µg/l]								
U [µg/l]		1.9	1.9	0.1	4.1	1.5	4.2	5.9
V [µg/l]		1.6	3	8.6	9.6	0.8	5.9	0.2
W [µg/l]		0.2	0.2	3.1	0	0	1.5	0
Zn [µg/l]		6.1	15.2	21.2	15.8	12.3	15	5.1
Zr [µg/l]		0.4	1.6	1.8	1	0.1	1.1	0

ANNEXE I

code	TAN-01	TER-01	THO-01	THO-02	THO-03	THO-04	THO-05	THO-06
date éch.	13.07.93	14.09.93	25.09.95	25.09.95	25.09.95	25.09.95	25.09.95	25.09.95
labo	GEO	GEO+CIPEL	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	France	France	France	France	France	France
région	Valais	Valais	Thonon	Thonon	Thonon	Thonon	Thonon	Thonon
type de déch	DU	DR	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+	DU+
ouverture du site	1970		1970	1961	1961	1961	1961	1961
fermeture du site	-	-	1988	1990	1990	1990	1990	1990
type de géologie	all. Ita	déch.	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita
type de prél.	s	s	s	d	s	d	s	s
type de piézo.	-	-	acier	acier	PVC	acier zingué	acier zingué	acier zingué
type d'eau	surf.	perc.ass.	perc.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	amont	aval	sous déch.	aval	aval	aval	aval	aval
influence	o	•	•	+	+	+	o	o
altitude réf. [msm]	≈650		387.88	387	389.54	385.9	379.22	≈378
niveau [m]			14.8	-	16.12	13.32	5.35	5.65
alt. piézo. [msm]	-		373.1	-	373.4	372.6	373.9	372.4
aspect	limp.	tr.	od.	limp.	limp.	limp.	limp.	limp.
débit [l/mn]	>500							
T [°C]	9		14.1	11.4	13.4	10	13.5	12.5
CE [μS/cm]	322	534	5720	518	371	496	399	513
pH [-]		7.5	6.89	7.36	7.14	7.34	7.27	7.13
Eh mes. [mV]			-183	113	111	69	109	113
Eh [mV]			0.024	0.32	0.318	0.276	0.316	0.32
rH [-]			14.6	25.5	25	24	25.2	25.1
O2 [mg/l]			0.7	4.8	1.3	5.5	3.2	4.9
O2 [%]			7	46	13	51	32	48
Dtot [°F]			113.7	32.3	20.8	30.2	26.6	33.3
SO4 [mg/l]		105	0	58	10.8	64.3	41.5	53.9
NO3 [mg/l]		1.8	0	2.1	16.9	5.9	0.9	9
Cl [mg/l]		3.4	707.5	13.3	3.9	12.9	1.8	11.8
F [mg/l]			0.1	0	0	0	0	0
HCO3 [mg/l]			1856	307.8	258.6	283.7	268.5	311.7
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]			50.4	6.7	4.8	6.4	5.3	6.7
Ca [mg/l]			249.7	107.4	64.4	90.2	89.7	96.9
Sr [mg/l]			3.482	1.03	0.883	0.257	0.708	0.294
Na [mg/l]			470	5.7	2.8	7.3	2.5	5.2
Mg [mg/l]			125	13.5	11.5	18.8	10.2	22.3
K [mg/l]			300	3.9	7.3	3	1.1	4.1
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]			50.9	6.8	4.5	6.4	5.5	7
bal. ion. [méq/l]			1	1	0.9	1	1	1
erreur [%]			0.5	0.7	-3.2	0	1.9	2.2
TSD [mg/l]			3749.9	516	380.1	489.6	419.8	519
TID [méq/l]			101.3	13.5	9.3	12.8	10.8	13.7
Fe [mg/l]	0	0.02	6.29	0.06	0.17	0.01	0.04	0.05
Mn [mg/l]	0	0	0.57	0.22	0.03	0.09	0.07	0.01
P [mg/l]		0.171						
Si [mg/l]			24	2.7	2.5	2.7	2.4	3.4
Tritium [UT]			216	18	26	23	15	25
TOC [mg/l]								
DOC [mg/l]		1.7						
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	TAN-01	TER-01	THO-01	THO-02	THO-03	THO-04	THO-05	THO-06
FD [-]	1	1	10	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0	0	<5					
Al [µg/l]	2.1	0	387.7	5.3	9.5	7.9	31.9	8.1
As [µg/l]	0.1	0	<10	0.1	0.8	0.1	0.2	0.1
Au [µg/l]			0					
B [µg/l]	2	0	2889	48.3	49.7	69.6	26.5	42
Ba [µg/l]	12.9		1245.1	76.4	139.9	68.4	42.1	62.3
Be [µg/l]			0					
Bi [µg/l]	0	0	0.2					
Br [µg/l]	0.3	151.3	1971	27.4	15.4	21.8	10.2	23
Cd [µg/l]	0.1	0	0.3					
Ce [µg/l]			2					
Co [µg/l]	0.1	0	8.8	0.4	0.2	0.2	0.2	0.1
Cr [µg/l]	0.1	0	15.9	1.7	0.2	0.2	1.4	0.3
Cs [µg/l]	0.1	0	2.1	0	0	0	0	0
Cu [µg/l]	0.5	2.4	2.5	1.1	2.3	1.4	3.3	2.5
Ga [µg/l]		0	0.1					
Ge [µg/l]		0	0					
Hf [µg/l]			0					
Hg [µg/l]	0	0	0.8					
I [µg/l]	0.1	27	242	16.3	7.9	12.3	1.7	3.8
In [µg/l]		0						
Ir [µg/l]		0	0					
La [µg/l]	0	0	0.4	0	0	0	0.1	0
Li [µg/l]	3.1	10.9	87	4.2	4.1	4.3	2.7	6.9
Mo [µg/l]	1.7	4.5	2	1.1	2.1	0.6	0.6	0.4
Nb [µg/l]			0					
Nd [µg/l]			0					
Ni [µg/l]	0.1	0	30.5	2.1	1.4	5.6	5	1.8
Os [µg/l]		0	0					
Pb [µg/l]	0	0	0.2				<40	
Pd [µg/l]		0	0					
Pt [µg/l]			0					
Rb [µg/l]	0.8	1	205.8	0.9	0.4	0.7	0.4	2.1
Re [µg/l]			0					
Rh [µg/l]		0						
Ru [µg/l]			0					
Sb [µg/l]		0	0.2	0.1	0.1	0	0.1	0
Sc [µg/l]	0	0	0.1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.7
Se [µg/l]	0.1	0	<10	0.3	0.7	1.3	1.7	0.5
Sn [µg/l]	0	0	0.5	0.1	0	0	0.1	0
Ta [µg/l]		0	0					
Te [µg/l]		0	0					
Th [µg/l]			0					
Ti [µg/l]	0.3	0.2	10.6	0.4	0.7	1	0.9	0.8
Tl [µg/l]			0					
U [µg/l]	6.8	0	0.1	0.4	0.5	0.5	0.3	0.6
V [µg/l]	0.2	3.7	3.5	0.1	0	0.1	0.3	0.1
W [µg/l]	0	0	2.7	0.1	0.1	0	0.1	0
Zn [µg/l]	5.7	25	171.4	54.8	83.5	238.5	187	234
Zr [µg/l]	0	0	2.4	0.2	0.2	0.1	0.1	0

ANNEXE I

code	THO-07	THO-08	THO-09	THO-10	TIE-01	TRA 01	TRA 02	TRE-01	VIL-01
date éch.	25.09.95	25.09.95	25.09.95	25.09.95	26.05.92	14.07.93	14.07.93	01.01.95	05.06.92
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO +BUR.	GEO
pays	France	France	France	France	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Thonon	Thonon	Thonon	Thonon	Vaud	VS	VS	VD	Vaud
type de déch	DU+	DU+	DU+	DU+	DR	MIN	MIN	DR	DU
ouverture du site	1961	1961	1961	1961	1960			1960	1940
fermeture du site	1990	1990	1990	1990	1996	-	-	1990	1975
type de géologie	all. lta	all. lta	all. lta	all. lta	moraine	cristallin	cristallin	fl-glac.	all. plaine
type de prél.	s	s	s	d	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	-	-	acier	-	-	-	-	-
type d'eau	sout.	surf.	surf.	sout.	surf.	surf.	surf.	perc.	surf.
position	aval	amont	aval	amont	aval	amont	aval	sous déch.	amont
influence	+	o	o	o	o	o	o	o	o
altitude réf. [msm]	≈383	≈ 388	≈378	391.82	882	≈694	≈665	≈600	≈375
niveau [m]	12.28	-	-	-					
alt. piézo. [msm]	370.7	-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	tr.	tr.	tr.	limp.	limp.	tr.	tr.	tr.	tr.
débit [l/mn]						<1000	<1000		<20
T [°C]	13.1	9.8	10.3	11.9				8.6	
CE [μS/cm]	623	348	356	586	224	184	192	1928	470
pH [-]	7.14	8.12	8.15	6.95		9.6	9.7		7
Eh mes. [mV]	97	85	110	104					
Eh [mV]	0.304	0.292	0.317	0.311					
rH [-]	24.6	26.1	27	24.4					
O2 [mg/l]	2.2	10.6	7.3	5.3					
O2 [%]	22	98	68	51					
Dtot [°F]	34.3	21.8	20.6	35.8					
SO4 [mg/l]	54.6	36.7	44.9	30.3					
NO3 [mg/l]	12.1	1.5	1.1	27					
Cl [mg/l]	22.8	1.8	2.1	13.5					
F [mg/l]	0	0	0	0.03					
HCO3 [mg/l]	370.2	228.3	226.9	385.7					
NO2 [mg/l]									
Σ anions [méq/l]	8	4.6	4.7	7.8					
Ca [mg/l]	85	72.3	64.4	92.7					
Sr [mg/l]	0.335	0.597	0.632	1.456	0.51				1.513
Na [mg/l]	13.5	2.6	2.8	6.8					
Mg [mg/l]	31.9	9.2	11	30.8					
K [mg/l]	4.6	1.1	1.2	1.9					
NH4 [mg/l]									
Σ cations [méq/l]	7.6	4.5	4.3	7.5					
bal. ion. [méq/l]	1	1	0.9	1					
erreur [%]	-2.6	-1.1	-4.4	-2					
TSD [mg/l]	599.8	356.4	357.5	593.9					
TID [méq/l]	15.6	9.1	9	15.3					
Fe [mg/l]	0.49	0.07	0.16	0	0.01	0.01	0.01	0.01	
Mn [mg/l]	0.32	0.04	0.08	0	0	0	0	0.68	
P [mg/l]									
Si [mg/l]	3.5	2	2	3.5					
Tritium [UT]	18	18	22	26					
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]									
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]									

ANNEXE I

code	THO-07	THO-08	THO-09	THO-10	TIE-01	TRA 01	TRA 02	TRE-01	VIL-01
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]									
Al [µg/l]	145.8	43.6	83.2	6.7	14.3	12.1	11.5	0	
As [µg/l]	0.3	0.1	0.1	0.1		0.2	0.2	0	
Au [µg/l]									
B [µg/l]	83.1	32.5	29.8	50.7	6.8	8	8.4	1077	168.1
Ba [µg/l]	127.5	34.1	34.5	58.7	4.8	8.3	9.4	43.3	222.1
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]						0.3	0.3	1.2	
Br [µg/l]	30.4	8	8.6	23.7	16.6	0.2	0.2	75.8	366.7
Cd [µg/l]					0.2	0.5	0.4	0.4	0.5
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	1.2	0.2	0.4	0	0.1	0.2	0.2	3.2	1.3
Cr [µg/l]	1.5	0.2	0.4	6.5	2.8	0	0	1.2	2.9
Cs [µg/l]	0.1	0	0	0		0.6	0.6	0.3	
Cu [µg/l]	4.3	1.9	2.1	2.7	0.3	3.3	3.4	2.4	45
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]					0.2	0	0	0	0.6
I [µg/l]	24.3	1.8	1.5	1.4	0.5	0	0	3	16.3
In [µg/l]									
Ir [µg/l]									
La [µg/l]	2.2	0.3	0.8	0				0	
Li [µg/l]	6.9	2.7	3.1	6.9	1.1	1.8	2.1	40.2	9.8
Mo [µg/l]	0.8	0.3	0.2	0.2	0.6	2.3	2.5	2	7.4
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	3.8	0.8	1.3	1.6	0.5	1.1	1.2	8.4	13
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]					0.1	0.7	0.7	0.7	0.6
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	2.5	0.5	0.7	0.1	0.8	1.4	1.6	36.2	7.4
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]									
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]	0	0	0	0				0.1	
Sc [µg/l]	0.7	0	0.1	0		1.5	1.6	0	
Se [µg/l]	1.7	1.3	0.1	0.4		0	0	0	
Sn [µg/l]	0.1	0	0	0				0	
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]	1.1	0.8	0.7	1.4				1.5	
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	0.8	0.2	0.3	0.4	0.1	1.6	1.7	1	2.3
V [µg/l]	1.5	0.2	0.4	0	0.6	0.6	0.6	0.3	8.4
W [µg/l]	0.1	0	0	0				2.3	
Zn [µg/l]	21.6	32.3	15.2	27.6	0.5	3.8	4.4	95.5	
Zr [µg/l]	0.1	0.1	0.1	0.2				0.4	

ANNEXE I

code	VIL-02	VIL-03	VIL-04	VIL-05	VIL-06	VUF-01	VUF-02	VUF-03	VUF-03
date éch.	24.05.92	24.05.92	05.06.92	24.05.92	24.05.92	05.06.92	05.06.92	01.05.94	05.06.92
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud
type de déché	DU	DU	DU	DU	DU	DU	DU	DU	DU
ouverture du site	1940	1940	1940	1940	1940	1967	1967	1967	1967
fermeture du site	1975	1975	1975	1975	1975	1989	1989	1989	1989
type de géologie	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	moraine	moraine	déch.	déch.
type de pré.	s	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
type d'eau	surf.	surf.	surf.	surf.	perc.ass.	surf.	surf.	perc.	perc.
position	amont	aval	aval	aval	aval	amont	aval	dans déch.	dans déch.
influence	o	+	o	+	•	o	o	•	•
altitude réf. [msm]		≈374	≈372	≈372	≈374	≈475	≈415	≈450	≈450
niveau [m]									
alt. piézo. [msm]		-	-	-	-	-	-	-	-
aspect	tr.	tr.	tr.	tr.	tr.	limp.	limp.	col. / od.	col. / od.
débit [l/mn]	<20	<20	<20	<20	<20	<50	<50		
T [°C]									
CE [μS/cm]	580	698	667	494	1568	670	670	2050	2190
pH [-]			7.1			7.1	7.7	8.5	7.5
Eh mes. [mV]								185	
Eh [mV]								0.392	
rH [-]								30.3	
O2 [mg/l]									
O2 [%]									
Dtot [°F]								37.7	
SO4 [mg/l]								167	
NO3 [mg/l]								18.4	
Cl [mg/l]								263.4	
F [mg/l]									
HCO3 [mg/l]								713.7	
NO2 [mg/l]								3.4	
Σ anions [méq/l]								23	
Ca [mg/l]								91	
Sr [mg/l]	5.844	5.751	1.421	2.356	23.958	2.378	2.359		0.684
Na [mg/l]								250.5	
Mg [mg/l]								36.4	
K [mg/l]								66.4	
NH4 [mg/l]								8.4	
Σ cations [méq/l]								22	
bal. ion. [méq/l]								1	
erreur [%]								-2.2	
TSD [mg/l]								1611.2	
TID [méq/l]								45	
Fe [mg/l]	0.03	0.16		0.09	0.13				
Mn [mg/l]	0.15	0.25		0	1.14				
P [mg/l]								0.02	
Si [mg/l]									
Tritium [UT]									
TOC [mg/l]									
DOC [mg/l]								35	
DBO5 [mg/l]									
DCO [mg/l]								129	

ANNEXE I

code	VIL-02	VIL-03	VIL-04	VIL-05	VIL-06	VUF-01	VUF-02	VUF-03	VUF-03
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]									
Al [µg/l]	16.9	20		59.5	7.4				
As [µg/l]									
Au [µg/l]									
B [µg/l]	76.8	79.6	149.2	474.2	187.4	376.1	251.7	3455.3	5211.4
Ba [µg/l]	141.6	195.9	278.5	27.3	293.9	231.9	217.8	213	291.3
Be [µg/l]									
Bi [µg/l]									
Br [µg/l]	32.8	67.5	169.4	34.1	187.5	270.8	267	513.1	6251.3
Cd [µg/l]	0.1	0	0.3	0.2	0	0.6	0.4	0.2	1.2
Ce [µg/l]									
Co [µg/l]	0.4	0.6	0.9	0.6	1	1.1	1.3		6.1
Cr [µg/l]	1.9	2.7	3.1	1.7	2.4	3.6	4.7	4.6	30.7
Cs [µg/l]									
Cu [µg/l]	20.9	27.6	45.2	31.3	34.3	18.9	15.5	104.5	148.8
Ga [µg/l]									
Ge [µg/l]									
Hf [µg/l]									
Hg [µg/l]	0.4	0	0.3	0.1	0.3	0.8	1		0.4
I [µg/l]	8.5	11.5	17.5	2.1	72.9	16.9	7.6		268.6
In [µg/l]								0	
Ir [µg/l]									
La [µg/l]									
Li [µg/l]	6.1	6.9	9	3.9	7.6	30	28.5		106.3
Mo [µg/l]	0.7	2.9	3.7	8.5	6.2	11.4	12.6		31.2
Nb [µg/l]									
Nd [µg/l]									
Ni [µg/l]	5.2	19.2	7.2	14.3	10.2	13	12.3	25.5	90.5
Os [µg/l]									
Pb [µg/l]	0.2	0.3	0.2	0.5	0.8	0.2	1.1		80.2
Pd [µg/l]									
Pt [µg/l]									
Rb [µg/l]	3.1	7	8.6	8.2	4.3	15.6	11.4	63.2	92.7
Re [µg/l]									
Rh [µg/l]								0	
Ru [µg/l]									
Sb [µg/l]									
Sc [µg/l]									
Se [µg/l]									
Sn [µg/l]								0.9	
Ta [µg/l]									
Te [µg/l]									
Th [µg/l]									
Ti [µg/l]									
Tl [µg/l]									
U [µg/l]	2.4	2.4	4.1	0.9	3.3	4.7	4.5		1.8
V [µg/l]	2	1.7	4.5	4.4	2.1	19.3	18.4	1.5	53.2
W [µg/l]									
Zn [µg/l]	9	9.8		23.1	17.1				
Zr [µg/l]									

ANNEXE I

code	VUF-03	VUF-04	VUF-05	VUF-06	VUF-07	ZUG 01	ZUG 02	ZUG 03
date éch.	14.09.93	05.06.92	05.06.92	05.06.92	05.06.92	27.03.95	27.03.95	27.03.95
labo	GEO +CIPEL	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Vaud	Zug	Zug	Zug
type de déch	DJ	DJ	DJ	DJ	DJ	ZI	ZI	ZI
ouverture du site	1967	1967	1967	1967	1967	1930	1930	1930
fermeture du site	1989	1989	1989	1989	1989	1950	1950	1950
type de géologie	déch.	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. plaine	all. Ita	all. Ita	all. Ita
type de prél.	s	s	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	-	acier	-	-	-	PVC	PVC	PVC
type d'eau	perc.	sout.	surf.	surf.	surf.	sout.	sout.	sout.
position	dans déch.	aval	aval	amont	aval	amont	aval	aval
influence	•	+	+	o	o	o	+	+
altitude réf. [msm]	≈450	≈415	≈415	≈435	≈410	419.52	419.56	419.5
niveau [m]						2.3	2.66	5.98
alt. piézo. [msm]	-	-	-	-	-	417.2	416.9	413.5
aspect	col. / od.	col. / od.	limp.	limp.	limp.	limp.	col.	limp.
débit [l/mn]				>>1000	>>1000			
T [°C]						11.9	11.8	11.7
CE [µS/cm]	2730	802	379	385	402	675	666	821
pH [-]	6.7	7.2	7.1	7.6	7.5	7.4	7.36	7.31
Eh mes. [mV]						3	4	206
Eh [mV]						0.21	0.211	0.413
rH [-]						21.9	21.9	28.6
O2 [mg/l]						2	2.1	1.9
O2 [%]						19	20	18
Dtot [°F]						39.1	42.4	45.8
SO4 [mg/l]	145					48.9	51.2	50
NO3 [mg/l]	2.1					0	0	0
Cl [mg/l]	550					14	14.5	18.7
F [mg/l]						0.04	0.03	0.1
HCO3 [mg/l]						422.7	417.7	493.4
NO2 [mg/l]								
Σ anions [méq/l]						8.3	8.3	9.7
Ca [mg/l]						132.2	122.4	149.1
Sr [mg/l]		2.165	0.187	0.591	0.66	0.666	0.21	0.593
Na [mg/l]						7.5	7.8	10.4
Mg [mg/l]						14.9	28.8	21
K [mg/l]						1.7	1.5	1.5
NH4 [mg/l]								
Σ cations [méq/l]						8.2	8.9	9.7
bal. ion. [méq/l]						1	1.1	1
erreur [%]						-0.6	3.5	0
TSD [mg/l]						648.5	658.7	750.3
TID [méq/l]						16.5	17.2	19.4
Fe [mg/l]	0.39					0.82	7.46	0.38
Mn [mg/l]	3.57					0.33	0.25	0.28
P [mg/l]	0.76							
Si [mg/l]						3.8	6.1	4.4
Tritium [UT]						31	36	
TOC [mg/l]						2.92	2.39	4.058
DOC [mg/l]	35							
DBO5 [mg/l]								
DCO [mg/l]								

ANNEXE I

code	VUF-03	VUF-04	VUF-05	VUF-06	VUF-07	ZUG 01	ZUG 02	ZUG 03
FD [-]	1	1	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]	0					<0.5		
Al [µg/l]	0					210.8	190.7	31.2
As [µg/l]	0					2.1	6.1	1.2
Au [µg/l]						0		
B [µg/l]	4137.8	331.5	331.5	72.8	90.6	42.1	35.5	53.1
Ba [µg/l]		131.3	40.8	60.7	69.8	235.2	315.4	157.9
Be [µg/l]						0		
Bi [µg/l]	0					0.1		
Br [µg/l]	11244	1485.7	242.7	56.4	62.3	32.1	24.2	16.9
Cd [µg/l]	0	0.2	0.2	0.7	0.3	0.1		
Ce [µg/l]						3.5		
Co [µg/l]	11.2	0.7	0.2	0.5	0.5	0.4	0.3	0.2
Cr [µg/l]	0	4.2	0.1	1.7	2.2	0.9	3	1.5
Cs [µg/l]	0					0	0	0
Cu [µg/l]	5.7	6.2	3.4	5.5	6.5	4.7	12.5	3.5
Ga [µg/l]	0					0.1		
Ge [µg/l]	0					0		
Hf [µg/l]						0		
Hg [µg/l]	0	0.3	0	0.3	0.1	0		
I [µg/l]	1772	25.8	4.7	4.6	5.6	2.6	4.7	4.2
In [µg/l]	0							
Ir [µg/l]	0					0		
La [µg/l]	0					2.6	2.1	0.5
Li [µg/l]	39.2	36.1	4.8	7.9	7.9	4	5.1	2.1
Mo [µg/l]	0	4.7	0.4	4.9	5.4	0.1	0.4	2.5
Nb [µg/l]						0		
Nd [µg/l]						2.1		
Ni [µg/l]	21.6	9.4	2.1	5.3	7.4	1.6	1	10.1
Os [µg/l]	0					0		
Pb [µg/l]	0	0.4	0.3	0	0.1	0.1		
Pd [µg/l]	0					0		
Pt [µg/l]						0		
Rb [µg/l]	0	4.9	1	1.4	2.1	0.6	0.8	1.5
Re [µg/l]						0		
Rh [µg/l]	0							
Ru [µg/l]						0		
Sb [µg/l]	0					0	0	0.9
Sc [µg/l]	0					0.6	0.6	0.1
Se [µg/l]	6					<1	1.4	0.4
Sn [µg/l]	0					0.1	0.1	0.1
Ta [µg/l]	0					0		
Te [µg/l]	0					0		
Th [µg/l]						0		
Ti [µg/l]	9.6					1.2	6	1.2
Tl [µg/l]						0		
U [µg/l]	0.4	4.9	0.2	1.1	1.5	1.1	0.5	0.1
V [µg/l]	7.8	7.4	1.8	4.3	5	1.4	19.9	0.5
W [µg/l]	0					0.1	0.3	0.2
Zn [µg/l]	149.4					404.9	128.9	134.5
Zr [µg/l]	0					0.3	0.3	0.4

ANNEXE I

code	ZUG 04	ZUG 05	ZUG 06	ZUG 07	ZUG 08	ZUG 09
date éch.	27.03.95	27.03.95	27.03.95	27.03.95	27.03.95	27.03.95
labo	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO	GEO
pays	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse	Suisse
région	Zug	Zug	Zug	Zug	Zug	Zug
type de déché	ZI	ZI	ZI	ZI	ZI	ZI
ouverture du site	1930	1930	1930	1930	1930	1930
fermeture du site	1960	1960	1960	1960	1950	1950
type de géologie	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita	all. Ita
type de préél.	s	s	s	s	s	s
type de piézo.	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC	PVC
type d'eau	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.	sout.
position	amont	aval	aval	aval	aval	aval
influence	o	+	+	+	+	+
altitude réf. [msm]	419.56	419.16	419.39	419.63	419.26	419.4
niveau [m]	2.49	2.75	2.78	2.65	2.84	2.53
alt. piézo. [msm]	417.1	416.4	416.6	417	416.4	416.9
aspect	limp.	limp.	limp. / od.	limp.	col.	limp.
débit [l/mn]						
T [°C]	10.7	10.7	10.5	10.6	12.4	10.5
CE [µS/cm]	817	665	961	762	725	687
pH [-]	7.4	7.14	7.4	5.6	7.14	7.4
Eh mes. [mV]	-13	166	136	-5	-61	-16
Eh [mV]	0.194	0.373	0.343	0.202	0.146	0.191
rH [-]	21.4	26.9	26.4	18	19.2	21.3
O2 [mg/l]	2	1.7	3.4	1.4	1.8	2.4
O2 [%]	19	16	32	13	18	23
Dtot [°F]	45.4	40.9	57.6	40.7	44.9	42.2
SO4 [mg/l]	57	28.6	176.5	60.7	36.9	35
NO3 [mg/l]	0	11.4	0	0	0	0
Cl [mg/l]	18.3	5.1	9.7	15.7	9.3	10.8
F [mg/l]	0.03	0.04	0.05	0.03	0.03	0.03
HCO3 [mg/l]	487.3	456.4	481.4	435	481.6	462.5
NO2 [mg/l]						
Σ anions [méq/l]	9.7	8.4	11.8	8.8	8.9	8.6
Ca [mg/l]	142.2	139.5	203.3	118.6	118.1	130.1
Sr [mg/l]	0.564	0.428	0.633	0.666	0.257	0.587
Na [mg/l]	11.1	3.3	6.4	11.8	5.8	7.2
Mg [mg/l]	24.1	14.8	16.7	27	37.5	23.7
K [mg/l]	2	1.7	3.8	2.3	1.8	1.5
NH4 [mg/l]						
Σ cations [méq/l]	9.6	8.4	11.9	8.7	9.3	8.8
bal. ion. [méq/l]	1	1	1	1	1	1
erreur [%]	-0.5	0	0.4	-0.6	2.2	1.1
TSD [mg/l]	756	669.5	905.2	680.2	701.3	691.1
TID [méq/l]	19.3	16.8	23.7	17.5	18.2	17.4
Fe [mg/l]	0	4.35	1.43	3.17	4.82	0
Mn [mg/l]	0.22	0.2	0.76	0.27	0.53	0.22
P [mg/l]						
Si [mg/l]	12.5	3.4	4.2	4.3	3.9	18.5
Tritium [UT]	40	27	25	38	36	
TOC [mg/l]	2.493	3.746	3.96	1.391	1.583	1.209
DOC [mg/l]						
DBO5 [mg/l]						
DCO [mg/l]						

ANNEXE I

code	ZUG 04	ZUG 05	ZUG 06	ZUG 07	ZUG 08	ZUG 09
FD [-]	1	1	1	1	1	1
Ag [µg/l]						
Al [µg/l]	127.2	62.2	43.4	81.1	194.2	111.1
As [µg/l]	7.9	2.7	1.4	1.7	2.3	9.9
Au [µg/l]			0			
B [µg/l]	43	53.3	68.1	47.9	71.4	33.2
Ba [µg/l]	393.8	57.5	104.8	247.7	203.8	487
Be [µg/l]			0			
Bi [µg/l]						
Br [µg/l]	22.4	14	25.4	20	18.4	25.5
Cd [µg/l]						
Ce [µg/l]			4			
Co [µg/l]	0.1	1.2	5.7	0.2	0.4	0.2
Cr [µg/l]	38	1.5	0.4	0.6	5.2	39.5
Cs [µg/l]	0	0	0	0	0	0
Cu [µg/l]	5.4	8.8	1.6	3.4	5.2	37.8
Ga [µg/l]						
Ge [µg/l]			0			
Hf [µg/l]			0			
Hg [µg/l]						
I [µg/l]	3.1	2.3	3.4	2.5	2.9	3
In [µg/l]						
Ir [µg/l]			0			
La [µg/l]	0.8	0.3	0.1	2.1	5.2	1.1
Li [µg/l]	3.7	2.2	3.1	4.7	4.2	6.5
Mo [µg/l]	0.2	0.3	1.4	0.5	0.5	3.5
Nb [µg/l]			0			
Nd [µg/l]			2			
Ni [µg/l]	1.2	5.9	14.1	1.6	1.7	6.3
Os [µg/l]			0			
Pb [µg/l]						
Pd [µg/l]			0			
Pt [µg/l]			0			
Rb [µg/l]	0.7	1.1	1.8	0.8	1.3	0.8
Re [µg/l]			0			
Rh [µg/l]						
Ru [µg/l]			0			
Sb [µg/l]	0.3	0.4	0.8	0.1	0.3	0.2
Sc [µg/l]	0.2	0	1	0.4	1.2	0.5
Se [µg/l]	0.9	1.1	0.7	0.7	1.5	1.5
Sn [µg/l]	0.1	0.1	0	0	0.1	0.3
Ta [µg/l]			0			
Te [µg/l]			0			
Th [µg/l]			0.5			
Ti [µg/l]	8	2.5	0.8	1.4	2.2	9
Tl [µg/l]			0			
U [µg/l]	0.3	3.7	2.1	0.5	0.9	2.9
V [µg/l]	3.5	3.9	0.5	0.1	2.2	4.5
W [µg/l]	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1
Zn [µg/l]	63.1	43.7	39.2	192.3	258.1	204.1
Zr [µg/l]	0.7	0.2	0.2	0.1	0.3	0.6

ANNEXE II

Données brutes des analyses du réseau AQUITYP-Quatenaire

Cha: Chanivaz
Mor: Morand
Luc: Lucens
Diz: Dizy

ANNEXE II

			T °C	pH	Al	As	B	Ba	Br	Ca	Cd	Cl	Co	Cr	Cu
Cha 1	1	oct.83			8.14	0.2	16.71	19.56	7.89	79.52	2.36	251	0.02	0.9	1.6
Cha 2	2	avr.84			3.73	0.2	14.55	22.42	6.03	72.79	1.99	243	0.16	0.61	0.9
Cha 3	3	oct.84			4.84	0.2	15.65	24.83	8.52	75.68	2.13	249	0.13	0.52	1.86
Cha 4	4	avr.85			3.29	0.2	13.53	22.64	7.88	74.38	1.47	245	0.14	0.33	1.65
Cha 5	5	oct.85			18.78	0.55	19.03	25.04	10.23	73.08	2.3	250	0.03	0.47	1.16
Cha 6	6	avr.86			2.42	0.24	18.77	20.48	6.77	77.77	0.43	254	0.03	0.3	1.13
Cha 7	7	oct.86			6.87	0.26	23.39	22.38	10.34	77.6	0.25	245	0.05	0.24	0.78
Cha 8	8	avr.87			15.78	0.3	23.76	24.94	8.34	79.82	0.2	250	0.02	0.22	25.22
Cha 9	9	oct.87			5.05	0.12	22.69	16.81	8.67	74.19	0.09	250	0.04	0.19	0.53
Cha 10	10	mai.88			7.96	0.21	28.74	17.06	5.51	71.37	0.1	246	0.06	0.16	0.51
Cha 11	11	nov.88			9.67	0.2	21.57	25.68	7.77	77.2	0.14	235	0.05	0.26	0.89
Cha 12	12	mai.89			6.17	0.15	19.47	20.81	8.43	72.68	0.09	249	0.04	0.22	0.72
Cha 13	13	oct.89			8.8	0.2	17.73	20.24	8.74	74.57	0.11	257	0.03	0.17	0.95
Cha 14	14	nov.89	8.9	7.3	0.6	0	19.3	17.8	9.5	80.49		6.56		0	1.2
Cha 15	15	mai.90			5.43	0.14	17.02	18.86	9.82	78.65	0.09	250.6	0.03	0.4	1.06
Cha 16	16	nov.90			4.85	0.21	17.81	20.77	14.84	88.16	0.22	253	0.04	0.15	0.9
Cha 17	17	mai.91			6.4	0.19	27.05	20.46	9.71	79.23	0.07	255	0.02	0.27	1.14
Cha 18	18	nov.91			123.55	0.14	26.45	18.44	10.79	78.06	0.02	255.8	0.05	0.63	1.23
Cha 19	19	mai.92			131.54	0.11	29.24	16.88	10.44	76.71	0.05	239.4	0.02	0.79	0.86
Cha 20	20	oct.92			81.57	0.22	28.56	20.46	9.92	76.54	0.06	244.2	0.05	0.66	0.92
Cha 21	21	mai.93			38.64	0.17	27.44	18.3	8.08	79.17	0.05	252.6	0.03	0.42	1.26
Cha 22	22	oct.93			30.57	0.22	25.01	23.32	7.22	75.39	0.1	252.5	0.02	0.19	0.7
Cha 23	23	mai.94			3.74	0.07	25.3	18.09	7.68	75.35	0.09	256.9	0	0.22	0.68
Cha 24	24	oct.94			2.52	0.26	27.91	20.76	9.08	79.75	0.08	269.4	0.03	0.4	0.86
Cha 25	25	juil.95			21.35	0.21	27.43	21.98	8.9	80.38	0.04	273.93	0.03	0.2	1.6
Cha-min		nov.95					5.5	0.14	24.22	19.08	7.63	79.32	0.29	284.4	0.05
Cha 25	25	nov.95			5.5	0.14	24.22	19.08	7.63	79.32	0.29	284.4	0.05	0.16	4.23
Mor 1	1	avr.82			1.56	0	2.25	35.06	5.41	113.86	0.45	12.6	0.11	1.18	1.3
Mor 2	2	oct.82			1.36	0.05	11.17	33.99	13.28	93.28	0.22	10.2	0.2	1.62	1.05
Mor 3	3	avr.83			3.03	0.24	13.06	46.1	12.5	104.41	0.36	12.7	0.26	1.8	2.19
Mor 4	4	oct.83			2.59	0.01	14.05	34.31	12.59	107.52	0.37	8.1	0.22	1.7	1.9
Mor 5	5	avr.84			2.36	0	14.74	43.27	13.77	105.15	0.46	8.8	0.27	2.07	2.75
Mor 6	6	oct.84			3.1	0.15	15.26	37.62	12.11	97.93	0.21	8.16	0.25	2.04	2.38
Mor 7	7	avr.85			2.31	0.03	13.58	37.52	12.8	100.87	0.13	11.9	0.25	1.71	1.59
Mor 8	8	oct.85			1.49	1.51	12.75	44.14	14.31	104.94	0.06	12.3	0.2	1.29	2
Mor 9	9	avr.86			0.92	0.53	18.51	33.54	13.5	107.97	0.1	27.5	0.15	0.91	2.61
Mor 10	10	oct.86			1.49	0.76	21.51	30.22	17.17	109.84	0.24	21.9	0.18	0.91	1.78
Mor 11	11	avr.87			3.32	0.55	20.53	32.87	14.22	107.8	0.15	12.8	0.17	0.91	1.88
Mor 12	12	oct.87			4.21	0.68	23.01	34.49	17.01	108.4	0.19	13.4	0.18	1	1.62
Mor 13	13	mai.88			6.03	0.51	22.43	38.85	15.86	110.39	1.14	14.2	0.2	0.95	1.52
Mor 14	14	nov.88			0	0.41	16.53	35.07	15.47	106.34	0.45	10.9	0.2	0.95	2.26
Mor 15	15	mai.89			2.72	0.48	14.63	35.27	16.14	109.95	0.64	12.4	0.18	0.89	3.59
Mor 16	16	oct.89			13.06	0.44	17.58	31.17	16.22	110.98	0.27	10	0.19	0.91	3.8
Mor 17	17	nov.89	8.9	7.5	0.7	0	16.3	31.4	16.1	103.97		9.97		0.2	3.3
Mor 18	18	mai.90			3.4	0.7	13.14	35.66	16.68	108.71	0.15	14	0.18	0.99	2.06
Mor 19	19	nov.90			3.17	0.36	20.5	32.9	23.96	107.09	0.1	15.6	0.18	0.85	2.77
Mor 20	20	mai.91			9.62	0.31	16.59	36.17	21.97	111.25	0.14	20.9	0.18	1.01	3.01
Mor 21	21	nov.91			139.46	0.36	26.98	33.83	22.16	105.62	0.19	10.7	0.2	1.31	2.73
Mor 22	22	mai.92			127.35	0.73	18.09	34.93	19.32	102.72	0.19	13.9	0.18	1.25	2.37
Mor 23	23	oct.92			102.71	0.43	28.56	34.26	22.46	114.76	0.16	13.8	0.2	1.31	3.13
Mor 24	24	mai.93			38.69	0.41	22.51	34.61	20.75	115.49	0.15	13	0.2	1.01	2.53
Mor 25	25	oct.93			16.26	1.08	14.8	33.44	9.5	119.16	0.26	14.2	0.12	0.52	1.28
Mor 26	26	mai.94			2.55	0.73	20.62	41	19.83	120.2	0.48	13.7	0.21	0.83	3.04
Mor 27	27	oct.94			10.29	0.29	22.88	35.3	15.22	108.08	0.14	9.9	0.16	0.81	2.44
Mor 28	28	juil.95			1.13	0.38	15.54	39.97	12.11	119.39	0.18	8.3	0.15	0.63	1.8
Mor 29	29	nov.95			5.7	0.35	16.98	33.25	10.72	110.42	0.13	7.5	0.15	0.76	1.77
Luc 1	1	oct.89	10.9	7.5	1.3	0	19.8	76.7	19.7	126.69		17.7		1.1	2
Diz 1	1	oct.89	9.5	7.5	9.6	0	6.8	64	23.3	99.22		16.7		0.2	0

ANNEXE II

	F mg/l	Fe	Fe mg/l	HCO3 mg/l	I	K mg/l	Li	Mg mg/l	Mn	Mo	Na mg/l	Ni	NO3 mg/l
Cha 1		6.13	0.006	14.2	4.48	8.34	0.67	0.65	0.28	0.14	3.13	0.61	8.1
Cha 2		1.79	0.002	7.8	5.21	8.6	0.65	0.63	0.07	0.16	2.7	0.84	3.7
Cha 3		2.21	0.002	8.4	3.91	9.28	0.63	0.67	0.07	0.15	2.78	0.56	6.24
Cha 4		1.67	0.002	9.9	2.27	9.09	0.62	0.66	0.08	0.12	2.5	0.5	5.3
Cha 5		11.44	0.011	9.4	2.05	10.14	0.69	0.77	0.56	0.12	3.57	0.51	6.5
Cha 6		1.88	0.002	9.32	0.9	7.93	0.6	0.62	0.08	0.19	2.65	0.22	6.04
Cha 7		5.9	0.006	8.94	1.3	8.2	0.62	0.63	0.39	0.19	3.04	0.33	11.2
Cha 8		10.25	0.010	10.6	1.04	8.67	0.66	0.68	0.38	0.19	3.07	0.4	7.08
Cha 9		0.65	0.001	7.2	1.48	8.23	0.62	0.62	0.11	0.11	3.43	0.25	9.06
Cha 10		2.97	0.003	11.3	1.02	7.64	0.61	0.61	0.13	0.14	3.32	0.2	5.72
Cha 11		7.11	0.007	8.61	1.64	8.48	0.7	0.69	0.36	0.09	3.91	0.16	6.6
Cha 12		46.63	0.047	8.77	1.58	8.05	0.67	0.63	0.58	2.13	3.38	0.13	6.62
Cha 13		2.27	0.002	8.22	2.73	7.72	0.6	0.6	0.09	0.12	2.96	0.42	6.56
Cha 14	0.06			257	8.3	0.62	0.5	6.94	0		3.03	0.3	8.99
Cha 15		0.73	0.001	8.7	2.01	8.25	0.64	0.65	0.07	0.13	2.94	0.21	7.5
Cha 16		1.81	0.002	11.8	7.5	9	0.69	0.68	0.15	0.13	3.29	0.24	14.4
Cha 17		1.43	0.001	8.7	7.36	8.2	0.67	0.67	0.11	0.34	5.04	0.51	11.3
Cha 18		3.41	0.003	8.6	2.33	7.91	0.63	0.68	0.29	0.1	4.53	0.35	8.6
Cha 19		3.73	0.004	7	2	8.15	0.54	0.7	0.27	0.13	4.6	0.48	10.1
Cha 20		7.7	0.008	8.2	2	8.23	0.74	0.68	0.3	0.18	4.57	0.31	6.9
Cha 21		2.4	0.002	7.6	3.49	8.56	0.69	0.71	0.18	0.16	4.73	0.25	8
Cha 22		1.87	0.002	8	1.59	8.27	0.57	0.67	0.11	0.14	4.92	0.28	7.7
Cha 23		0.48	0.000	9.3	3.77	8.27	0.75	0.67	0.13	0.15	4.1	0.14	7.3
Cha 24		3.11	0.003	7.2	1.79	8.65	0.76	0.68	0.16	0.23	4.36	0.37	6.8
Cha 25		2.5	0.003	6.8	1.45	9.09	0.7	0.86	0.48	0.13	4.56	0.41	6.5
Cha-min	0.16	4.23		1.33	0.001	9	0.6	8.8	0.71	0.71	0.12	0.15	3.98
Cha 25		1.33	0.001	9	0.6	8.8	0.71	0.71	0.12	0.15	3.98	0.24	6.8
Mor 1		1.71	0.002	302	1.47	0.42	0.29	1.2	0.06	0.05	0.52	0.63	27.5
Mor 2		2.9	0.003	308	1.56	2.91	1.13	8.77	0.08	0.17	3.32	0.24	22
Mor 3		4.19	0.004	311	1.35	3.46	1.17	10.29	0.08	0.21	4.03	0.53	27
Mor 4		3.01	0.003	323	1.35	3.02	1.23	9.9	0.08	0.14	3.89	0.25	16.2
Mor 5		3.66	0.004	325	3.35	3.93	1.43	11.58	0.25	0.17	4.41	0.7	24.9
Mor 6		0.9	0.001	305	3.03	3.4	1.4	10.62	0.06	0.14	3.98	0.13	23.2
Mor 7		0.64	0.001	314	2.48	3.46	1.43	10.53	0.07	0.15	3.99	0.39	19.5
Mor 8		1.86	0.002	315	2.02	3.52	1.44	10.5	0.08	0.14	4	0.4	32.1
Mor 9		0.75	0.001	314	1.57	2.92	1.11	9.14	0.05	0.21	3.32	0.28	31.4
Mor 10		2.1	0.002	315	1.81	2.73	1.1	9.23	0.1	0.18	3.59	0.45	29
Mor 11		3.09	0.003	317	1.59	3.02	1.12	9.27	0.07	0.12	3.57	0.24	33.4
Mor 12		0.24	0.000	325	1.71	3.13	1.27	10.1	0.04	0.14	3.92	0.17	35.7
Mor 13		3.4	0.003	350	2.07	3.46	1.32	10.88	0.08	0.17	4.24	0.43	36.4
Mor 14		6.05	0.006	337	1.82	3.33	1.36	10.86	0.25	0.1	4.46	0.35	25.8
Mor 15		4.62	0.005	344	2.27	3.19	1.3	10.85	0.1	0.21	4.15	0.41	27.3
Mor 16		2.92	0.003	308.4	1.82	3.07	1.24	10.31	0.1	0.14	4.22	6.26	28.4
Mor 17	0.05			308	9.2	1.78	1.1	7.79	0.1		3.23	4.1	28.4
Mor 18		0.8	0.001	334.1	2.16	3.09	1.29	10.63	0.13	0.27	4.12	0.37	35.9
Mor 19		1.42	0.001	328.4	3.05	2.96	1.37	10.74	0.08	0.28	4.73	0.49	35.3
Mor 20		1.66	0.002	336.7	3.71	2.97	1.27	10.56	0.14	0.13	4.55	2.26	54.7
Mor 21		4.47	0.004	321.3	1.98	2.79	1.31	10.32	0.24	0.17	5.25	6.53	42.9
Mor 22		2.6	0.003	330.5	2.93	2.85	1.22	10.2	0.25	0.23	4.55	0.92	36.3
Mor 23		3.36	0.003	325.7	3.05	3.17	1.48	11.45	0.78	0.14	5.72	1.65	35.7
Mor 24		1.31	0.001	337.2	3.61	3.26	1.6	12.36	0.15	0.14	5.77	1.23	31.4
Mor 25		0.33	0.000	335.78	2.3	2.16	0.95	7.7	0.07	0.11	3.76	0.19	33.3
Mor 26		1.01	0.001	354.75	3.3	4.08	1.73	13.21	0.21	0.18	5.99	0.31	38.6
Mor 27		0.75	0.001	359.9	3.3	3.49	1.59	11.52	0.76	0.2	5.7	0.36	23.4
Mor 28		5.54	0.006	346.5	3.57	3.07	1.29	9.97	0.05	0.14	4.63	0.91	24.1
Mor 29		1.45	0.001	340.42	2.93	2.91	1.55	9.36	0.15	0.09	4.55	0.54	18
Luc 1	0.07			373	2	1.18	5.5	18.43	0.4		5.13	0.6	37
Diz 1	0.09			326	10.7	0.45	3.2	8.4	0		3.62	0.2	14.9

ANNEXE II

	Pb	Fb	Sc	Si mg/l	SO4 mg/l	Sr mg/l	Ti	U	V	Zn	Be	Ga	Ge	Se	Y	Zr	Nd
Cha 1	1.66	0.11	0.04		16.2	0.210	0.06	0.64	0.17	20.74	0	0	0	0	0	0	0
Cha 2	1.09	0.11	0.05		6.3	0.221	0.07	0.75	0.19	16.1	0	0	0	0	0	0	0
Cha 3	1.21	0.09	0.06		7.5	0.250	0.08	0.77	0.18	17.04	0	0	0	0	0	0	0
Cha 4	1.02	0.11	0.05		6.7	0.258	0.09	0.77	0.23	16.2	0	0	0	0	0	0	0
Cha 5	0.09	0.09	0.06		7.3	0.270	0.03	0.8	0.24	18.1	0	0	0	0	0	0	0
Cha 6	0.01	0.08	0.04		8.3	0.231	0.03	0.66	0.08	9.94	0	0	0	0	0	0	0
Cha 7	0.01	0.06	0.05		11.9	0.218	0.02	0.67	0.15	9.88	0	0	0	0	0	0	0
Cha 8	0.01	0.13	0.06		9.6	0.245	0.02	0.7	0.14	13.52	0	0	0	0	0	0	0
Cha 9	0.1	0.08	0.05		11.5	0.201	0.05	0.63	0.13	7.97	0	0	0	0	0	0	0
Cha 10	0.03	0.09	0.03		6.75	0.175	0.1	0.59	0.12	12.99	0	0	0	0	0	0	0
Cha 11	0.02	0.03	0.09		7.93	0.267	0.12	0.67	0.14	16.21	0	0	0	0	0	0	0
Cha 12	0.01	0.08	0.07		7.04	0.217	0.02	0.66	0.2	14.6	0	0	0	0	0	0	0
Cha 13	0.01	0.09	0.05		8.99	0.195	0.07	0.65	0.24	11.86	0	0	0	0	0	0	0
Cha 14		0.2	0.6	920	8.22	0.2		0.5	0.3	4.2							
Cha 15	0.01	0.05	0.04		7.3	0.216	0.05	0.69	0.12	12.6	0	0	0	0	0	0	0
Cha 16	0.01	0.08	0.05		23.7	0.234	0.04	0.69	0.31	8.66	0	0	0	0	0	0	0
Cha 17	0.01	0.08	0.03		8.9	0.221	0.04	0.63	0.13	7.28	0	0	0	0	0	0	0
Cha 18	0.08	0.1	0.07		15.2	0.212	0.06	0.67	0.1	10.55	0	0	0	0	0	0	0
Cha 19	0.04	0.07	0.05		9.3	0.194	0.04	0.63	0.1	9	0	0	0	0	0	0	0
Cha 20	0.02	0.04	0.01		8.1	0.215	0.04	0.67	0.11	9.63	0	0	0	0	0	0	0
Cha 21	0.01	0.08	0.05		8.2	0.199	0.03	0.64	0.13	4.75	0	0	0	0	0	0	0
Cha 22	0.01	0.08	0.03		9.5	0.227	0.04	0.69	0.09	6.79	0	0	0	0	0	0	0
Cha 23	0.02	0.03	0.04		8.7	0.199	0.03	0.64	0.1	6.18	0	0	0	0	0	0	0
Cha 24	0.01	0.07	0.05		7.9	0.231	0.09	0.69	0.09	10.11	0	0	0	0	0	0	0
Cha 25	0.01	0.17	0.03		7.2	0.225	0.07	0.69	0.16	10.7	0	0	0	0	0	0	0
Cha-min	0.24	6.8	0.01	0.03	0.05		8.4	0.221	0.04	0.7	0.08	13.72	0	0	0	0	0
Cha 25	0.01	0.03	0.05		8.4	0.221	0.04	0.7	0.08	13.72	0	0	0	0	0	0	0
Mor 1	1.24	0.01	0.08		10.4	0.117	0.01	0.62	0.1	14.46	0	0	0	0	0	0	0
Mor 2	0.88	0.05	0.02		10.6	0.136	0.01	0.69	0.22	17.27	0	0	0	0	0	0	0
Mor 3	0.98	0.06	0.05		12.4	0.191	0.02	0.78	0.12	18	0	0	0	0	0	0	0
Mor 4	0.53	0.1	0.01		14.2	0.170	0.01	0.71	0.22	11.2	0	0	0	0	0	0	0
Mor 5	0.47	0.04	0.01		12.8	0.204	0.02	1.05	0.26	6.27	0	0	0	0	0	0	0
Mor 6	0.4	0.07	0.01		11.6	0.191	0.01	0.8	0.21	6.51	0	0	0	0	0	0	0
Mor 7	0.34	0.05	0.08		12.3	0.190	0.02	0.73	0.25	5.2	0	0	0	0	0	0	0
Mor 8	0.01	0.05	0.08		14.3	0.202	0.03	0.96	0.38	5.72	0	0	0	0	0	0	0
Mor 9	0.01	0.07	0.07		22.8	0.162	0.06	0.71	0.23	3.95	0	0	0	0	0	0	0
Mor 10	0.11	0.05	0.06		24.1	0.156	0.02	0.69	0.24	3.68	0	0	0	0	0	0	0
Mor 11	0.05	0.07	0.06		14.6	0.157	0.01	0.76	0.21	4.53	0	0	0	0	0	0	0
Mor 12	0.01	0.06	0.01		12.1	0.166	0.02	0.76	0.21	4.04	0	0	0	0	0	0	0
Mor 13	0.02	0.05	0.03		16.6	0.179	0.04	0.74	0.18	3.8	0	0	0	0	0	0	0
Mor 14	0.02	0.08	0		13.2	0.178	0.03	0.8	0.58	8.63	0	0	0	0	0	0	0
Mor 15	0.02	0.06	0.01		13.2	0.172	0.15	0.77	0.1	12.89	0	0	0	0	0	0	0
Mor 16	0.03	0.07	0.04		11.6	0.167	0.07	0.64	0.51	14.58	0	0	0	0	0	0	0
Mor 17		0.1	0.8	1185	11.6	0.17		0.7	0.4	3.5							
Mor 18	0.01	0.05	0		12.3	0.167	0.03	0.73	0.16	6.75	0	0	0	0	0	0	0
Mor 19	0.01	0.06	0		14.2	0.173	0.1	0.69	0.38	8.25	0	0	0	0	0	0	0
Mor 20	0.07	0.08	0.07		15.4	0.178	0.12	0.76	0.3	9.39	0	0	0	0	0	0	0
Mor 21	0.05	0.09	0.07		14.5	0.167	0.1	0.7	0.28	12.89	0	0	0	0	0	0	0
Mor 22	0.01	0.11	0.05		14	0.180	0.19	0.71	0.26	6.35	0	0	0	0	0	0	0
Mor 23	0.02	0.24	0.02		16.9	0.171	0.31	0.7	0.16	11.09	0	0	0	0	0	0	0
Mor 24	0.01	0.07	0.03		15.4	0.181	0.07	0.78	0.2	8.85	0	0	0	0	0	0	0
Mor 25	0.01	0.08	0.02		15.8	0.170	0.01	0.56	0.13	4.06	0	0	0	0	0	0	0
Mor 26	0	0.09	0		19.3	0.185	0.53	0.72	0.15	10.15	0	0	0	0	0	0	0
Mor 27	0.01	0.18	0.01		15.7	0.177	0.07	0.66	0.23	7.57	0	0	0	0	0	0	0
Mor 28	0.01	0.07	0		22.9	0.194	0.08	0.78	0.26	5.72	0	0	0	0	0	0	0
Mor 29	0.01	0.09	0		15.2	0.162	0.01	0.65	0.13	21.51	0	0	0	0	0	0	0
Luc 1		0.5	1.8	1946	24.8	0.4		1	0.5	107.9							
Diz 1		0.1	1.6	2280	18.4	0.33		1.5	0.3	0							

ANNEXE III

**Statistiques descriptives des échantillons groupés en fonction
du critère "influence"**

ANNEXE III

code	EAUX SOUTERRAINES INFLUENCÉES				EAUX SOUTERRAINES NON INFLUENCÉES			
	nbval	centile 10%	centile 90%	médiane	nbval	centile 10%	centile 90%	médiane
T [°C]	58	10.24	15.02	13.25	26	10.25	13.55	11.85
CE [µS/cm]	65	272.6	854	600	27	210	722.2	490
pH [-]	68	6.685	7.6	7.25	26	5.745	7.55	7.285
Eh [V]	61	0.13	0.398	0.23	26	0.1585	0.407	0.2445
rH [-]	61	18.5	26.9	22.6	26	18.8	28.5	21.95
Dtot [°F]	60	12.48	45.89	36.6	26	9.5	39.3	27.4
TID [még/l]	60	6.07	21.21	15.75	26	4.25	17.85	11.75
Tritium [UT]	41	17	168.4	29	21	17	44	26
HCO3 [mg/l]	60	109.8	478.889	311.92	26	87.19	437.675	287.25
Cl [mg/l]	61	6	57	17	26	5.305	22.75	11.4
Na [mg/l]	60	4.771	22.538	11	26	4.25	23.6	6.4
NH4 [mg/l]	25	0	8.58	0	6	0	0	0
Ca [mg/l]	60	29.7	140.865	98	26	20	137.2	91.6
SO4 [mg/l]	64	11.9	145	40.3	26	10.5	55.45	19.85
Mg [mg/l]	60	4.98	38.53	25	26	4.35	25.05	11.6
K [mg/l]	56	0.75	13.4	2.25	25	0.48	2.46	1.38
Si [mg/l]	32	2.7	15	5.4	10	2.37	10.25	3.65
P [mg/l]	24	0	2.34	0	6	0	0	0
NO3 [mg/l]	64	0	29.007	7.555	26	0	30.495	10.7
Sr [mg/l]	67	0.0858	1.5162	0.616	29	0.0542	0.9734	0.294
O2 [mg/l]	38	1.54	6.68	3.8	20	1.86	7.24	5.1
Fe [mg/l]	71	0.02	6.88	0.53	29	0.016	2.82	0.25
Mn [mg/l]	76	0	3.32	0.24	31	0	0.86	0.07
F [mg/l]	34	0.006	0.2	0.105	10	0	0.2	0.07
NO2 [mg/l]	25	0	0.07	0	6	0	0.025	0
B [µg/l]	72	14.65	126.85	42.25	29	12.1	83.76	26.5
Br [µg/l]	77	13.68	176.66	38.5	31	10.2	42	23
Ba [µg/l]	77	13.74	279.92	83.1	31	6	152.2	42.1
Al [µg/l]	71	7.7	1598.98	62.2	29	6.32	236.12	46.5
Zn [µg/l]	71	2.2	358.9	45.5	29	3.94	529.3	63.1
I [µg/l]	72	0.31	23.5	2.5	29	0.38	3.24	0.8
Rb [µg/l]	77	0.6	8.24	1.7	31	0.3	1.6	0.6
Ni [µg/l]	77	1.7	74.8	9.1	31	1.2	13	3.5
Li [µg/l]	72	2.32	25.6	5.7	29	1.36	7.48	3.6
Cu [µg/l]	72	0.6	37.68	3.45	29	0.4	10.18	2.2
Co [µg/l]	72	0.11	23.04	1.15	29	0.1	1.14	0.3
Cr [µg/l]	72	0.4	12.97	2.2	29	0.4	4.74	1.5
Ti [µg/l]	69	0.28	12.1	1.1	29	0.36	4.76	1.2
V [µg/l]	72	0.1	7.8	0.5	29	0.1	2.28	0.4
Mo [µg/l]	72	0.1	2.49	0.6	29	0.1	1.34	0.3
Se [µg/l]	71	0	4.1	1	29	0.1	1.24	1
Zr [µg/l]	71	0	0.5	0.2	29	0	0.2	0.1
As [µg/l]	71	0.1	2.9	0.6	29	0	2.2	0.2
W [µg/l]	71	0	0.5	0.1	29	0	0.4	0.1
Sb [µg/l]	69	0	0.42	0.1	29	0	0.3	0.1
Sn [µg/l]	69	0	0.22	0.1	29	0	0.1	0.1
U [µg/l]	72	0.1	3.26	1.1	29	0	1.12	0.5
Cs [µg/l]	71	0	0.2	0	29	0	0.1	0
Pb [µg/l]	31	0	7	0	8	0	26	0.05
Cd [µg/l]	30	0	0.51	0	7	0	0.18	0
Sc [µg/l]	71	0	1	0.1	29	0	0.6	0.1
La [µg/l]	69	0	6.14	0.3	29	0	2.52	0.1
Bi [µg/l]	13	0	0.38	0.1	2	n.v.	n.v.	n.v.
Ga [µg/l]	3	0	0.64	0	1	n.v.	n.v.	n.v.
Hg [µg/l]	30	0	0.12	0	7	0	0	0
Ag [µg/l]	13	0	0.5	0.1	2	0.14	0.46	0.3

ANNEXE III

code	EAUX SUPERFICIELLES INFLUENCEES				EAUX SUPERFICIELLES NON INFLUENCEES			
	nbval	centile 10 %	centile 90 %	médiane	nbval	centile 10 %	centile 90 %	médiane
T [°C]	5	10.1	13.5	10.9	23	8.36	14.06	11.6
CE [µS/cm]	24	362.9	1108.1	505	40	191.2	606.7	357.5
pH [-]	19	7.08	7.818	7.3	18	7.06	8.132	7.5
Eh [V]	3	0.2584	0.288	0.288	5	0.13	0.4162	0.317
rH [-]	3	23.18	24.7	24.7	5	19.62	30.2	27
Dtot [°F]	3	24.4	48.56	24.4	5	20.68	35.06	21.4
TID [méq/l]	11	496	1032.8	496	22	355.92	630.68	357.5
Tritium [UT]	2	31.3	33.7	32.5	4	19.2	36.7	29
HCO3 [mg/l]	3	213.5	574.3	213.5	7	215.46	372.24	233.01
Cl [mg/l]	3	22.2	98.92	22.2	7	1.68	47.92	5.6
Na [mg/l]	3	20.9	64.26	20.9	5	2.68	6.82	4.55
NH4 [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
Ca [mg/l]	3	88.9	168.18	88.9	7	62.6	134.596	77.2
SO4 [mg/l]	4	42.845	121	89.15	7	7.656	40.652	16.6
Mg [mg/l]	3	5.5	16.14	5.5	5	3.902	10.92	9.2
K [mg/l]	3	12.4	24.08	12.4	5	0.862	2.28	1.1
Si [mg/l]	3	5	8.28	5	3	2	11.52	2
P [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
NO3 [mg/l]	4	0.0264	4.9	2.494	7	0.66	31.978	3
Sr [mg/l]	22	0.2949	3.7377	1.273	20	0.2318	2.3609	0.875
O2 [mg/l]	3	6.86	7.58	7.1	5	5.68	10.24	7.4
Fe [mg/l]	10	0	0.971	0.125	30	0	0.061	0
Mn [mg/l]	10	0	0.805	0.07	30	0	0.08	0
F [mg/l]	4	0.1	0.18	0.1	3	0	0.16	0
NO2 [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
B [µg/l]	25	23.14	381.94	101.2	40	2.68	150.58	13.45
Br [µg/l]	25	31.88	252.54	113.5	40	0.19	168.32	8.3
Ba [µg/l]	25	22.68	207.48	55.6	40	4.77	180.72	20.95
Al [µg/l]	10	1.36	28	13.6	29	1.44	41.76	11.5
Zn [µg/l]	10	1.18	175.2	7.95	30	1.55	33.96	5.7
I [µg/l]	25	1.5	113.24	10	40	0.1	27.01	5
Rb [µg/l]	25	0.94	11.92	4	40	0.1	8.88	1.5
Ni [µg/l]	25	1.38	19.78	6	40	0.1	12.37	1.1
Li [µg/l]	25	3.5	32.02	6.9	40	1.28	16.99	3.2
Cu [µg/l]	25	2.76	24.88	8.2	40	0.1	19.1	2
Co [µg/l]	25	0.2	1.9	0.5	40	0.1	1.01	0.1
Cr [µg/l]	25	0.1	3.38	1.7	40	0	3.71	0.2
Ti [µg/l]	5	0.14	4.5	0.2	21	0.1	1	0.3
V [µg/l]	25	0.48	18.62	3.4	40	0.2	9.77	0.45
Mo [µg/l]	25	0.3	12.04	1.7	40	0.19	6.59	1.7
Se [µg/l]	6	0	1.1	0	23	0	0.1	0.1
Zr [µg/l]	6	0	0.8	0.35	23	0	0.1	0
As [µg/l]	6	0.1	0.9	0.3	23	0.1	0.48	0.1
W [µg/l]	6	-0.05	0.1	0	23	0	0	0
Sb [µg/l]	3	0.34	0.5	0.5	5	0	0.22	0
Sn [µg/l]	5	0	0.1	0.1	23	0	0	0
U [µg/l]	25	0.28	2.52	1	40	0.2	4.52	1.45
Cs [µg/l]	6	0	0.3	0.05	25	0	0.6	0.1
Pb [µg/l]	25	0.1	4.08	0.5	36	0	0.7	0.1
Cd [µg/l]	25	0	0.6	0.2	36	0.1	0.55	0.1
Sc [µg/l]	6	0	0.9	0.1	25	0	0.34	0
La [µg/l]	5	0	0.3	0	21	0	0.3	0
Bi [µg/l]	6	0	0.2	0	21	0	0	0
Ga [µg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
Hg [µg/l]	25	0	0.96	0.1	36	0	0.6	0
Ag [µg/l]	6	0	0.15	0	19	0	0	0

ANNEXE III

code	PERCOLATS DECHARGES MIXTES				PERCOLATS DECHARGES URBAINES			
	nval	centile 10	centile 90	médiane	nval	centile 10	centile 90	médiane
T [°C]	5	11.18	17.7	13.6	3	14.16	19.44	19.2
CE [µS/cm]	16	2068.5	17400	9740	10	1496.4	5673.5	2075
pH [-]	16	6.795	8.35	7.775	9	6.512	8.26	7.38
Eh [V]	7	0.06	0.3084	0.232	3	0.214	0.3828	0.346
rH [-]	7	15.68	24.86	24.5	3	20.74	29.54	26.5
Dtot [°F]	7	62	114.66	72.4	3	43.6	75.84	67.2
TID [méq/l]	6	34.85	166.95	92.25	3	35.22	44.5	42.5
Tritium [UT]	6	35	6763	161.5	1	n.v.	n.v.	n.v.
HCO3 [mg/l]	7	413.66	3005.8	1182	4	714.09	1055.38	802.8
Cl [mg/l]	16	209.05	2162.5	1160.75	8	49.03	700	211.7
Na [mg/l]	12	110.52	1488.5	924.3	3	58.8	212.8	62
NH4 [mg/l]	10	269.93	2328	1281.45	1	n.v.	n.v.	n.v.
Ca [mg/l]	7	89.92	299.08	207.6	4	126.196	305.84	225.86
SO4 [mg/l]	10	17.1	231.31	94.5	8	29.8	232.37	118.3
Mg [mg/l]	7	28.5	116	78	3	36.52	41	37
K [mg/l]	7	28	869.52	270	3	20	78.56	66.4
Si [mg/l]	5	4.2	20.72	9.3	2	n.v.	n.v.	n.v.
P [mg/l]	11	0.02	16	7	5	0.1912	11.632	0.76
NO3 [mg/l]	10	n.d.	6.06	0.05	8	1.62	9.86	2.4
Sr [mg/l]	12	0.5562	3.3599	1.138	4	0.8541	17.265	1.4495
O2 [mg/l]	5	0.2	1.34	0.7	2	n.v.	n.v.	n.v.
Fe [mg/l]	14	0.259	6.203	1.62	7	0.286	13.378	0.76
Mn [mg/l]	15	0.278	1.89	0.57	8	0.325	6.402	0.84
F [mg/l]	5	0.1	0.48	0.2	2	n.v.	n.v.	n.v.
NO2 [mg/l]	3	0.052	0.204	0.14	1	n.v.	n.v.	n.v.
B [µg/l]	15	489.34	7475	3455.3	10	185.72	7079.59	1994.7
Br [µg/l]	16	239.6	8909.55	3700.3	10	172.76	6750.57	727.85
Ba [µg/l]	14	200.71	939.52	337.4	6	110.5	336.25	252.15
Al [µg/l]	13	304.96	1311.48	537	6	3.7	241.5	20.975
Zn [µg/l]	14	148.44	880.23	429.35	8	16.83	132.32	78
I [µg/l]	14	73.48	943.4	302	9	27.74	1665.04	268.6
Rb [µg/l]	16	38.3	982.2	420.05	10	3.78	202.45	42.45
Ni [µg/l]	16	25.4	470	202.9	10	8.47	231.47	20.7
Li [µg/l]	14	18.62	209.67	92.25	9	7.26	132.2	26.5
Cu [µg/l]	15	6.52	174.82	33.1	10	2.098	108.93	18.65
Co [µg/l]	14	7.27	83.03	24.2	9	0.8	32.92	6.1
Cr [µg/l]	14	2.24	419.14	35.5	7	0.56	31.88	8.9
Ti [µg/l]	15	5.4	527.5	62.9	10	0.261	49.61	3.75
V [µg/l]	15	2.3	77.24	15.7	9	1.36	26.96	7.8
Mo [µg/l]	14	2	50.09	5.5	9	0.32	47.32	4.5
Se [µg/l]	14	n.d.	60.59	24	6	n.d.	3	n.d.
Zr [µg/l]	14	0.76	45.65	7.05	7	0.12	4	0.7
As [µg/l]	14	0.33	140.38	10	6	n.d.	1.45	n.d.
W [µg/l]	14	0.21	38.03	15.3	6	n.d.	n.d.	n.d.
Sb [µg/l]	13	0.32	11.86	1.3	6	n.d.	1.5	0.4
Sn [µg/l]	15	0.44	88.96	2.5	8	0.07	2.6	0.55
U [µg/l]	14	0.1	5.04	0.35	9	0.56	7.92	3.3
Cs [µg/l]	14	0.21	7.2	3.5	6	n.d.	n.d.	n.d.
Pb [µg/l]	14	0.3	88.52	0.8	9	0.08	23.24	0.8
Cd [µg/l]	15	0.04	3.1	0.6	10	n.d.	0.93	0.1
Sc [µg/l]	14	0.03	1.37	0.55	6	n.d.	0.25	n.d.
La [µg/l]	14	0.1	7.95	0.4	7	n.d.	2.2	1
Bi [µg/l]	14	0.03	1.01	0.35	7	n.d.	0.04	n.d.
Ga [µg/l]	10	n.d.	1.11	0.25	5	n.d.	n.d.	n.d.
Hg [µg/l]	14	n.d.	2.85	0.5	9	n.d.	0.32	n.d.
Ag [µg/l]	14	n.d.	9	4.5	7	n.d.	0.3	n.d.

ANNEXE III

code	PERCOLATS DECHARGES déchets SPECIAUX				PERCOLATS DECHARGES RURALES			
	nval	centile 10	centile 90	médiane	nval	centile 10	centile 90	médiane
T [°C]	4	9.25	17.22	12.5	2	n.v.	n.v.	n.v.
CE [µS/cm]	7	10000	47340	24700	7	400.4	2352.8	850
pH [-]	7	5.61	8.58	6.6	7	7	7.696	7.3
Eh [V]	5	-0.0092	0.1318	0.068	2	n.v.	n.v.	n.v.
rH [-]	5	11.6	16.7	15.7	2	n.v.	n.v.	n.v.
Dtot [°F]	6	263.25	408.85	323.35	2	n.v.	n.v.	n.v.
TID [még/l]	5	227.76	840.12	317	2	n.v.	n.v.	n.v.
Tritium [UT]	5	182.6	21920.8	3771	2	n.v.	n.v.	n.v.
HCO3 [mg/l]	5	318.1	4632.2	808.1	2	n.v.	n.v.	n.v.
Cl [mg/l]	7	3885.8	14030	8425	6	2.15	187	41.5
Na [mg/l]	7	1069.2	11100	6250	2	n.v.	n.v.	n.v.
NH4 [mg/l]	2	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
Ca [mg/l]	6	698.6	1065	844	2	n.v.	n.v.	n.v.
SO4 [mg/l]	7	164.8	8150	964	6	23.55	343.5	116.9
Mg [mg/l]	7	127.08	439	187	2	n.v.	n.v.	n.v.
K [mg/l]	7	9.8	3095	856.7	2	n.v.	n.v.	n.v.
Si [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	1	n.v.	n.v.	n.v.
P [mg/l]	2	n.v.	n.v.	n.v.	3	0.099	0.2198	0.171
NO3 [mg/l]	1	n.v.	n.v.	n.v.	6	0.47	3.8	1.3
Sr [mg/l]	7	1.2112	16.2512	3.86	3	0.4784	1.8496	1.264
O2 [mg/l]	4	0.51	14.6	1.15	2	n.v.	n.v.	n.v.
Fe [mg/l]	7	0.218	382.324	4.92	7	0.01	0.438	0.02
Mn [mg/l]	7	0.654	146.474	14.78	7	n.d.	0.752	0.21
F [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	2	n.v.	n.v.	n.v.
NO2 [mg/l]	0	n.v.	n.v.	n.v.	0	n.v.	n.v.	n.v.
B [µg/l]	7	375.6	31393.5	2648	8	n.d.	4005.6	621.75
Br [µg/l]	7	3802.2	302504	44353	8	72.68	1263.93	171.7
Ba [µg/l]	7	54.3	5336.6	355.8	5	82.1	321.92	166.2
Al [µg/l]	7	85.14	3411.84	301.1	7	n.d.	68.08	4.8
Zn [µg/l]	7	202.34	16211.6	321.4	7	19.04	2301.92	95.5
I [µg/l]	7	109.6	4388	980	8	3.77	590.76	20.85
Rb [µg/l]	7	8.78	7362.42	294.4	8	3.1	98.72	23.55
Ni [µg/l]	7	81.7	2147.6	649.3	8	n.d.	41.22	6.9
Li [µg/l]	7	11.7	7374.5	565.4	8	10.11	175.23	27.7
Cu [µg/l]	7	4.62	31.4	11	8	2.09	10.95	2.6
Co [µg/l]	7	6.22	363.94	59.6	8	n.d.	31.54	1.6
Cr [µg/l]	7	4.8	34	20	6	0.2	9.5	0.8
Ti [µg/l]	7	7.36	645.86	300.6	8	n.d.	5.73	1.5
V [µg/l]	7	3.34	500.5	111.2	8	0.86	9.6	3.65
Mo [µg/l]	7	1.6	7129.2	85.6	8	n.d.	5.63	1.7
Se [µg/l]	7	148.1	3332	1875	7	n.d.	1.74	n.d.
Zr [µg/l]	7	1.02	31.26	5.9	7	n.d.	1.8	1
As [µg/l]	7	16	87.66	32.1	7	n.d.	2.28	n.d.
W [µg/l]	7	0.54	304.98	3.8	7	n.d.	2.62	0.2
Sb [µg/l]	7	1.12	253.82	2.2	6	n.d.	3.15	0.05
Sn [µg/l]	7	0.42	4.78	2.1	6	n.d.	0.05	n.d.
U [µg/l]	7	0.16	5.6	0.8	8	n.d.	6.51	1.2
Cs [µg/l]	7	0.6	342.82	5.8	7	n.d.	1.06	n.d.
Pb [µg/l]	7	0.62	5.9	1.5	7	n.d.	5.02	0.2
Cd [µg/l]	7	0.28	3.44	0.8	7	n.d.	0.96	n.d.
Sc [µg/l]	7	0.68	1.9	1.1	7	n.d.	2.62	n.d.
La [µg/l]	7	0.1	12.48	0.2	6	n.d.	0.6	0.05
Bi [µg/l]	7	0.6	5.04	2	6	n.d.	1.1	n.d.
Ga [µg/l]	7	0.06	2.68	1	4	n.d.	n.d.	n.d.
Hg [µg/l]	7	1.92	5.44	2.9	7	n.d.	0.1	n.d.
Ag [µg/l]	7	5	25	10	5	n.d.	0.34	n.d.

ANNEXE III

code	TOUS LES PERCOLATS							
	n=0	nval	centile10	centile 90	médiane	moyenne	min	max
T [°C]	0	14	9.25	19.41	13.25	13.76	8.6	20.1
CE [µS/cm]	0	40	1065.1	18850	4922.5	9422.7	200	48000
pH [-]	0	39	6.572	8.32	7.5	7.41	5.46	9.6
Eh [V]	0	17	0.0462	0.343	0.181	0.191	-0.056	0.392
rH [-]	0	17	15.14	26.14	19.3	20.4	9	30.3
Dtot [°F]	0	18	37.07	349.38	77	156.06	34.1	411.2
TID [méq/l]	0	16	26.9	487.75	92.25	197.07	18.2	961.2
Tritium [UT]	0	14	39.1	16339.6	189	4355.4	26	24776
HCO3 [mg/l]	0	18	344.32	3658.25	761.55	1428.52	176.5	5587
Cl [mg/l]	0	37	33.42	6178	890	2221	0.9	20000
Na [mg/l]	0	24	59.2	6495	924.3	2144.0	20.2	16650
NH4 [mg/l]	0	13	129.44	2293	800	1151	8.4	2580
Ca [mg/l]	0	19	85.4	956.4	249.7	406.1	55	1100
SO4 [mg/l]	1	31	24.23	964	155	781	n.d.	9575
Mg [mg/l]	0	19	31.8	337	86.9	133	9.5	535
K [mg/l]	0	19	9.9	1405	66.4	634	8.4	5600
Si [mg/l]	0	8	4.54	18.26	8.45	9.96	1.6	24
P [mg/l]	1	21	0.02	16	3	6	n.d.	20
NO3 [mg/l]	5	25	n.d.	6.44	1.76	17.56	n.d.	374
Sr [mg/l]	0	26	0.6125	15.322	1.551	14.866	0.282	290
O2 [mg/l]	0	13	0.22	5.48	1.3	3.05	0.2	20.3
Fe [mg/l]	0	35	0.044	14.576	0.76	27.34	0.01	662.5
Mn [mg/l]	2	37	0.162	13.718	0.61	10.05	n.d.	172.34
F [mg/l]	0	9	0.09	0.44	0.2	0.24	0.05	0.6
NO2 [mg/l]	0	4	0.063	2.446	0.18	0.95	0.03	3.4
B [µg/l]	2	40	191.63	8343.25	2455.2	4948.2	n.d.	65250
Br [µg/l]	0	41	151.3	24703	2639	22047.5	40.1	504350
Ba [µg/l]	0	32	86.3	976.44	300.85	707.7	20.4	11192
Al [µg/l]	4	33	0.96	1311.48	245.1	546.6	n.d.	3897.9
Zn [µg/l]	0	36	22.25	2640.7	233.05	1419.5	15.8	16916
I [µg/l]	0	38	21.98	1408.49	281.3	728.1	3	9005
Rb [µg/l]	1	41	4.3	821.2	92.7	658.6	n.d.	16335
Ni [µg/l]	2	41	7.1	649.3	90.5	270.3	n.d.	2369.6
Li [µg/l]	0	38	9.06	653.78	79.45	608.0	3	15530
Cu [µg/l]	0	40	2.39	104.5	13.5	47.1	1.6	613.1
Co [µg/l]	3	38	0.4	90.83	10.65	45.3	n.d.	695.8
Cr [µg/l]	0	34	0.53	96.23	10.7	55.9	0.2	535.2
Ti [µg/l]	3	40	0.389	357.95	9.95	125.5	n.d.	803
V [µg/l]	0	39	1.26	110.88	9.6	50.3	0.3	733.3
Mo [µg/l]	3	38	0.4	93.46	4.7	462.1	n.d.	15108
Se [µg/l]	13	34	n.d.	1464	11	357.6	n.d.	4197.5
Zr [µg/l]	3	35	0.24	31.34	2	8.9	n.d.	59.3
As [µg/l]	10	34	n.d.	44.97	2.85	24.7	n.d.	200
W [µg/l]	11	34	n.d.	38.24	2.2	28.9	n.d.	492.6
Sb [µg/l]	5	32	n.d.	13.97	1.05	22.0	n.d.	593
Sn [µg/l]	6	36	n.d.	59	1	13.9	n.d.	146.4
U [µg/l]	2	38	0.1	6.15	1.15	2.6	n.d.	15.6
Cs [µg/l]	13	34	n.d.	7.9	0.85	27.1	n.d.	831.4
Pb [µg/l]	4	37	0.06	48.7	0.8	13.0	n.d.	139.1
Cd [µg/l]	11	39	n.d.	2.42	0.3	0.9	n.d.	6.1
Sc [µg/l]	10	34	n.d.	1.47	0.35	0.9	n.d.	6.4
La [µg/l]	5	34	n.d.	7.95	0.3	2.1	n.d.	15.2
Bi [µg/l]	12	34	n.d.	2.35	0.3	1.3	n.d.	17.5
Ga [µg/l]	12	26	n.d.	1.2	0.1	0.5	n.d.	3.7
Hg [µg/l]	18	37	n.d.	3.34	0.1	1.0	n.d.	6.4
Ag [µg/l]	13	33	n.d.	10	0.6	4.5	n.d.	25

ANNEXE III

code	Robinson et al, 1993, 1995			Ehrig, 1990			Fetter, 1992		Gomez et al, 1995		
	moyenne	min	max	moyenne	min	max	min	max	moyenne	min	max
T [°C]									18.13	11.2	27.8
CE [µS/cm]									5565	702	17600
pH [-]	7.52	6.8	8.2		4.5	9	5	8.9	7.6	6.1	8.7
Eh [V]											
rH [-]											
Dtot [°F]											
TID [méq/l]											
Tritium [UT]	7713	0	39270								
HCO3 [mg/l]	6558	3660	11138	8174	366	14030	0	18361		320	
Cl [mg/l]	2074	570	4710	2100	100	5000	2	11375	2492	12	4720
Na [mg/l]	1480	474	3650	1350	50	4000	12	6010	565.3	7.22	1600
NH4 [mg/l]				967.5	38.7	3870			377.1	0.05	1845.9
Ca [mg/l]	151	23	501				200	2500	130	9.1	616
SO4 [mg/l]	67	<5	322				0	1850	87.1	<0.4	712
Mg [mg/l]	250	40	478				120	780	64.1	11	183
K [mg/l]	854	100	1580	1100	10	2500	0	2800	240	18.2	1000
Si [mg/l]											
P [mg/l]	4.3	0.3	18.4	6	0.1	30	0	234			
NO3 [mg/l]	3.8	0.88	9.2	13.2	0.44	220	0	1548	20.9	<0.1	184
Sr [mg/l]					0.3	15					
O2 [mg/l]											
Fe [mg/l]	27.4	1.6	160				0	1500	13.54	<100	176
Mn [mg/l]	0.46	0.04	3.59				0	31.1	2.56	<0.2	14.6
F [mg/l]											
NO2 [mg/l]	0.5	<0.03	4.2	1.6	0	80	0	4.7	1.23	0.002	6.08
B [µg/l]							870	13000			
Br [µg/l]											
Ba [µg/l]							0	12500			
Al [µg/l]							0	85000	1570	<20	22000
Zn [µg/l]	1140	30	6700				0	731000	270	<20	4400
I [µg/l]											
Rb [µg/l]											
Ni [µg/l]	170	<30	600	200	20	2050	0	7500	120	<20	980
Li [µg/l]											
Cu [µg/l]	130	<20	620	80	4	1400	0	4060	50	<20	580
Co [µg/l]				55	4	950					
Cr [µg/l]											
Ti [µg/l]	90	<30	560	300	30	1600	0	5600	100	<20	1080
V [µg/l]											
Mo [µg/l]							10	1430			
Se [µg/l]							0	1850			
Zr [µg/l]											
As [µg/l]	34	<1	485	160	5	1600	0	70200			
W [µg/l]											
Sb [µg/l]							0	3190			
Sn [µg/l]							0	160			
U [µg/l]											
Cs [µg/l]											
Pb [µg/l]	200	<40	1900	90	8	1020	0	14200	170	<20	1840
Cd [µg/l]	15	80	<10	6	0.5	140	0	400	30	<20	220
Sc [µg/l]											
La [µg/l]											
Bi [µg/l]											
Ga [µg/l]											
Hg [µg/l]	0.2	<0.12	0.8	10	0.2	50	0	10			
Ag [µg/l]							0	1960			

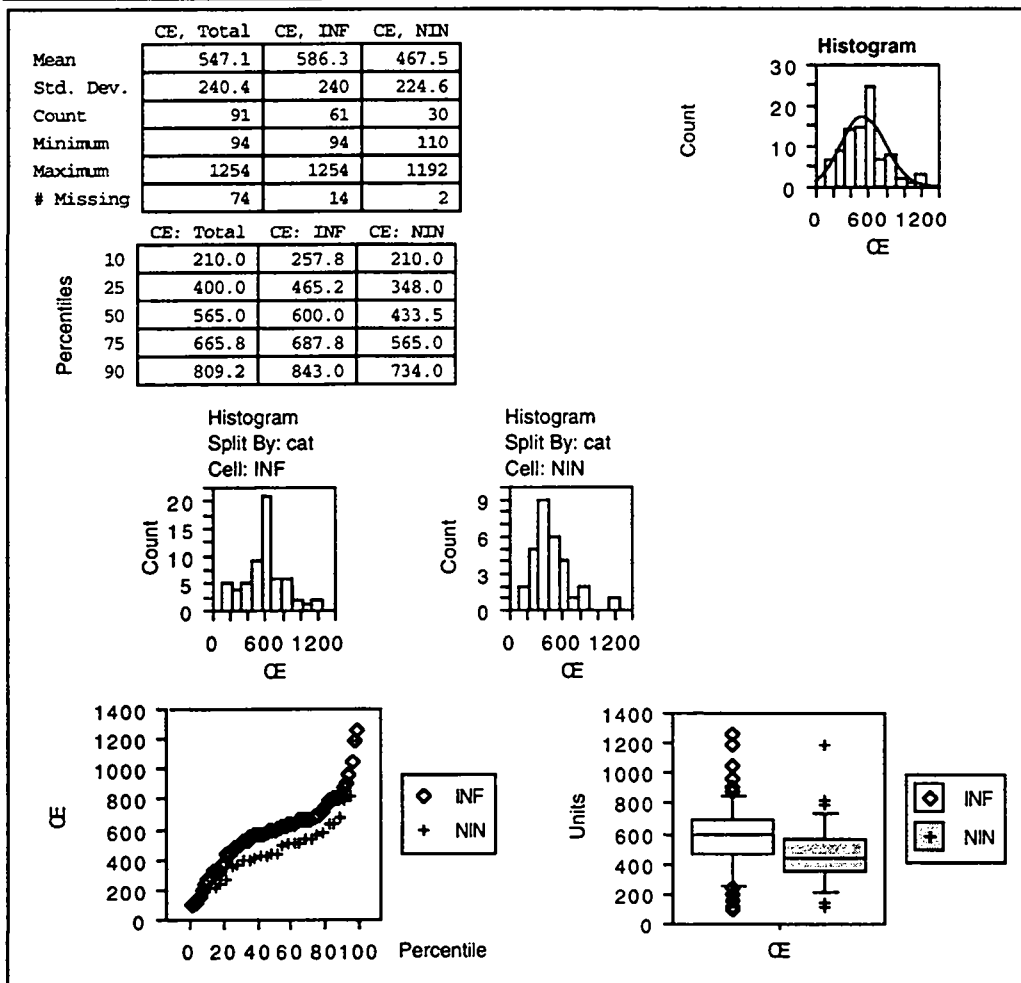
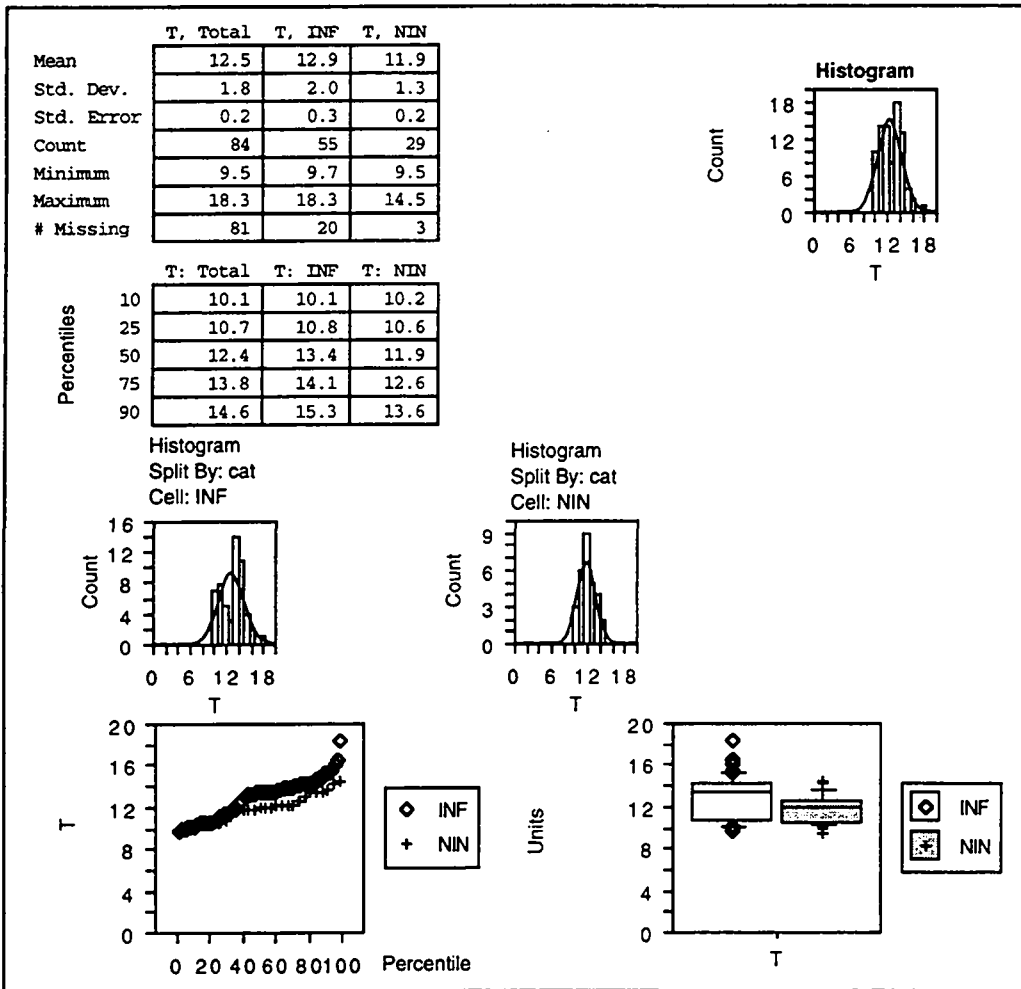
ANNEXE IV

Statistiques descriptives des eaux souterraines

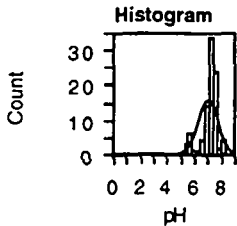
AQU: Aquityp

INF: Eaux souterraines influencées par les sites contaminés

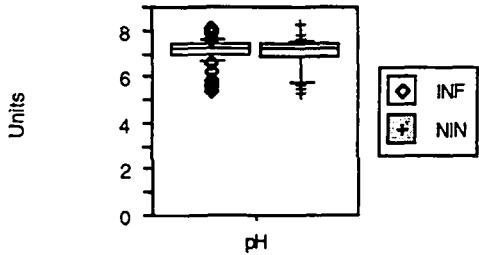
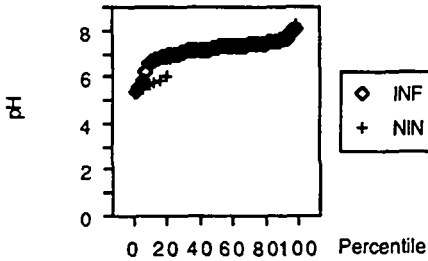
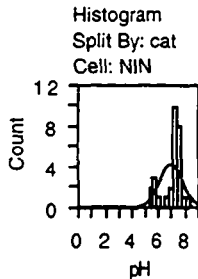
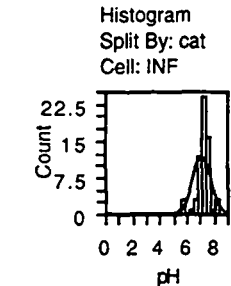
NIN: Eaux souterraines non influencées par les sites contaminés



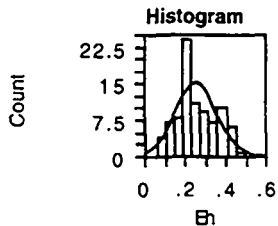
	pH, Total	pH, INF	pH, NIN
Mean	7.1	7.1	7.0
Std. Dev.	0.6	0.5	0.7
Std. Error	0.1	0.1	0.1
Count	93	64	29
Minimum	5.3	5.4	5.3
Maximum	8.3	8.0	8.3
# Missing	72	11	3



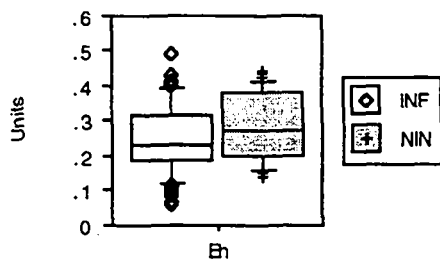
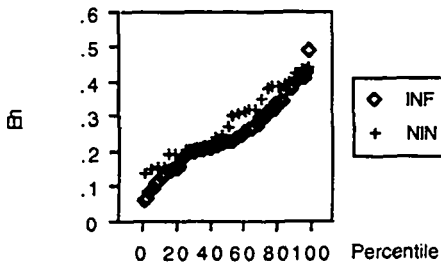
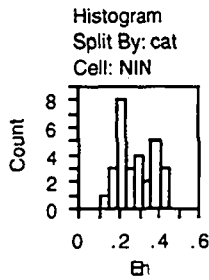
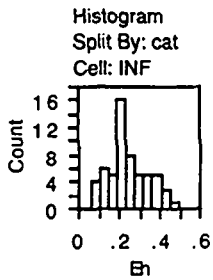
Percentiles	pH: Total	pH: INF	pH: NIN
10	6.0	6.6	5.7
25	6.9	7.0	6.9
50	7.3	7.2	7.3
75	7.4	7.4	7.4
90	7.6	7.6	7.6



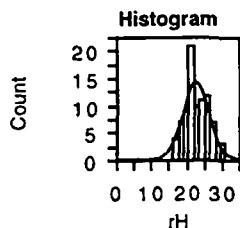
	Eh, Total	Eh, INF	Eh, NIN
Mean	2.6E-1	2.5E-1	2.8E-1
Std. Dev.	9.9E-2	9.9E-2	9.6E-2
Count	87	58	29
Minimum	6E-2	6E-2	1.4E-1
Maximum	4.9E-1	4.9E-1	4.4E-1
# Missing	78	17	3



Percentiles	Eh: Total	Eh: INF	Eh: NIN
10	.1	.1	.2
25	.2	.2	.2
50	.2	.2	.3
75	.3	.3	.4
90	.4	.4	.4

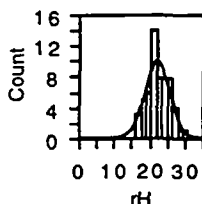


	rH, Total	rH, INF	rH, NIN
Mean	22.8	22.5	23.5
Std. Dev.	3.4	3.2	3.7
Std. Error	0.4	0.4	0.7
Count	87	58	29
Minimum	16.0	16.0	17.1
Maximum	31.0	31.0	30.0
# Missing	78	17	3

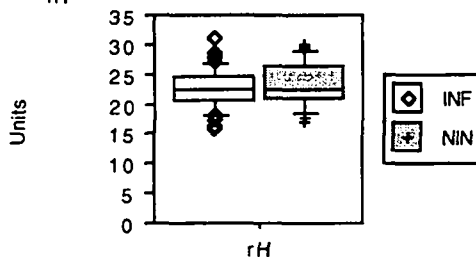
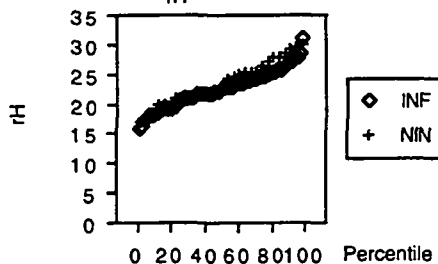
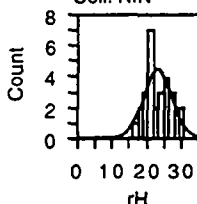


Percentiles	rH: Total	rH: INF	rH: NIN
10	18.1	18.2	18.6
25	20.8	20.7	21.0
50	22.4	22.5	22.2
75	25.1	24.6	26.5
90	27.8	26.8	28.8

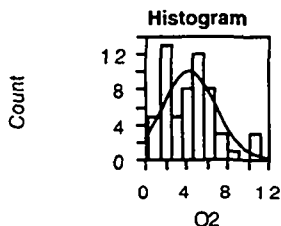
Histogram
Split By: cat
Cell: INF



Histogram
Split By: cat
Cell: NIN

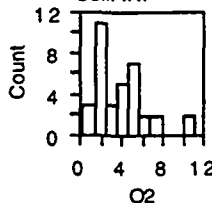


	O2, Total	O2, INF	O2, NIN
Mean	4.3	4	4.9
Std. Dev.	2.5	2.5	2.4
Count	58	35	23
Minimum	.3	.3	.3
Maximum	11.2	11.2	10.9
# Missing	107	40	9

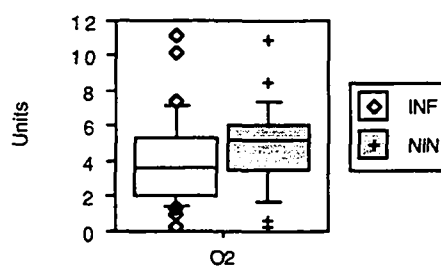
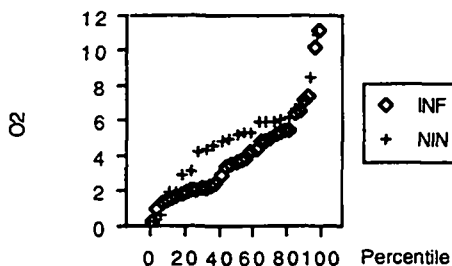
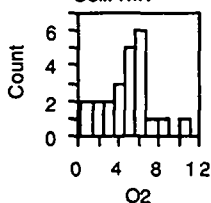


Percentiles	O2: Total	O2: INF	O2: NIN
10	1.5	1.4	1.7
25	2.2	2.1	3.5
50	4.4	3.6	5.2
75	5.9	5.3	6.1
90	7.1	7.1	7.4

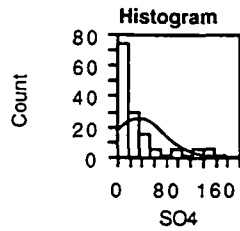
Histogram
Split By: cat
Cell: INF



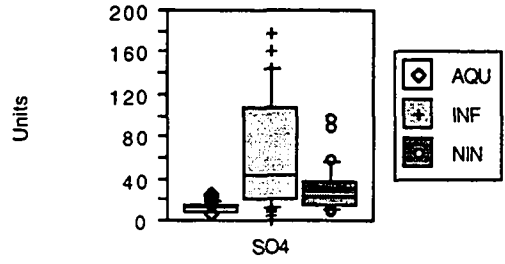
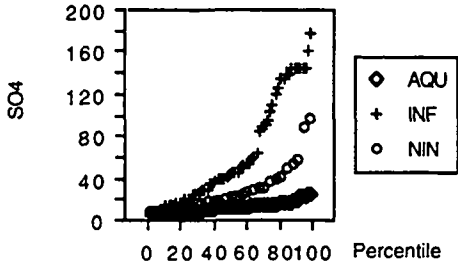
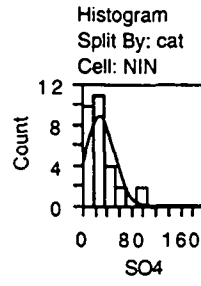
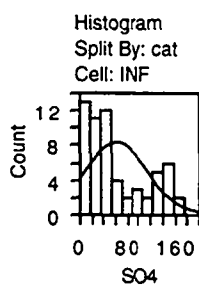
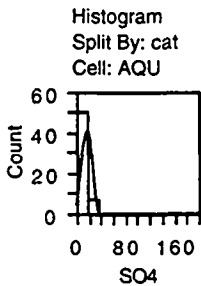
Histogram
Split By: cat
Cell: NIN



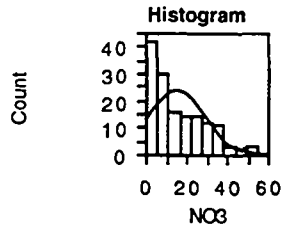
	SO4, Total	SO4, AQU	SO4, INF	SO4, NIN
Mean	36.4	12.4	63.1	29.2
Std. Dev.	40.9	5.0	50.8	22.0
Std. Error	3.4	0.7	6.6	4.1
Count	147	58	60	29
Minimum	0.1	0.1	3.3	7.3
Maximum	176.5	24.8	176.5	95.9
# Missing	18	0	15	3



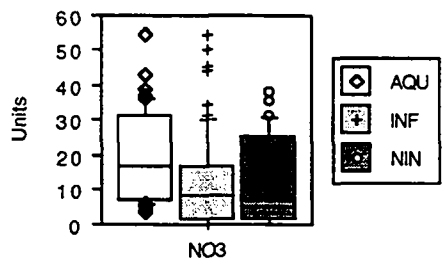
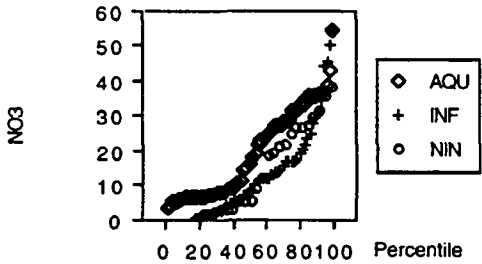
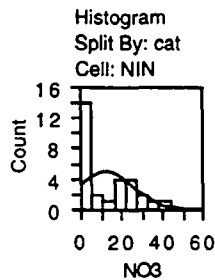
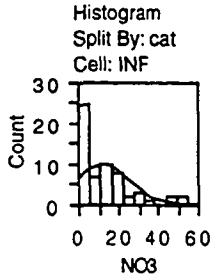
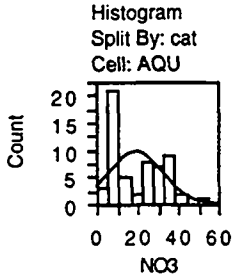
Percentiles	SO4: Total	SO4: AQU	SO4: INF	SO4: NIN
10	8.0	7.2	12.5	10.4
25	11.6	8.3	21.1	14.6
50	17.0	12.0	43.6	21.9
75	41.3	15.2	107.0	37.9
90	108.8	19.0	145.0	55.8



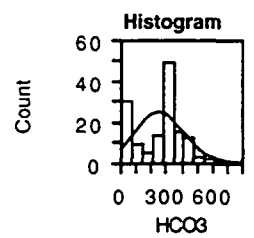
	NO3, Total	NO3, AQU	NO3, INF	NO3, NIN
Mean	15.3	19.5	12.3	13
Std. Dev.	13.4	12.9	13.3	12.7
Count	147	58	60	29
Minimum	0	3.7	0	0
Maximum	54.7	54.7	54.4	38.4
# Missing	18	0	15	3



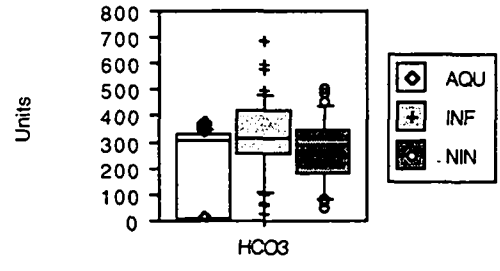
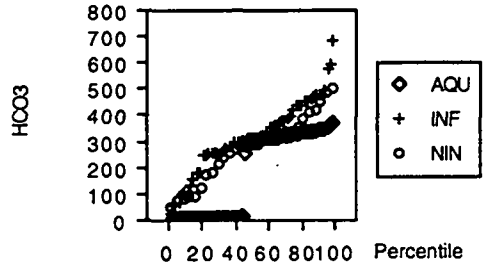
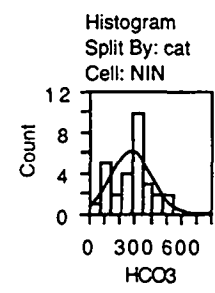
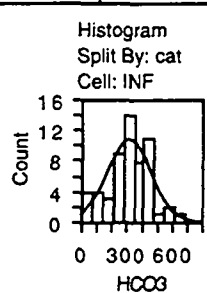
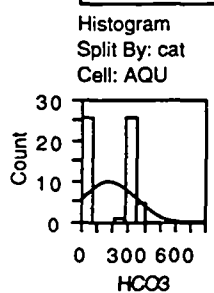
Percentiles	NO3: Total	NO3: AQU	NO3: INF	NO3: NIN
10	.1	6.3	0	0
25	4.6	7.1	1.7	2.0
50	11.3	17.1	8.4	5.6
75	25.6	31.4	16.8	25.5
90	35.5	36.2	30.5	30.6



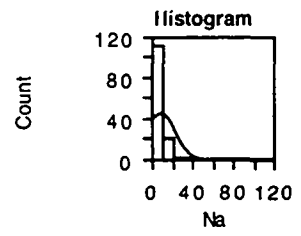
	HCO3, Total	HCO3, AQU	HCO3, INF	HCO3, NIN
Mean	255.2	183.7	317.9	274.8
Std. Dev.	157.5	159.9	140.7	126.5
Std. Error	13.1	21.0	18.6	23.5
Count	144	58	57	29
Minimum	1.3	1.3	20.7	48.8
Maximum	688.3	373.0	688.3	502.7
# Missing	21	0	18	3



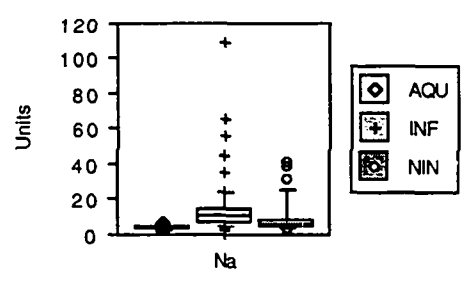
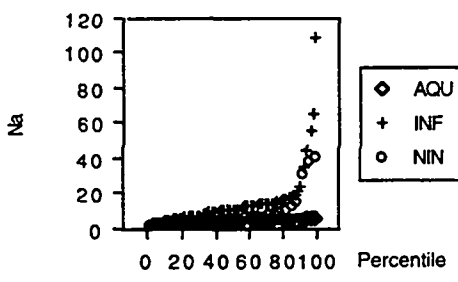
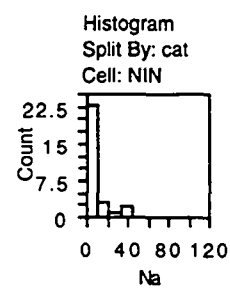
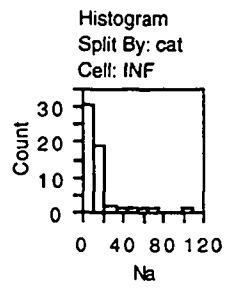
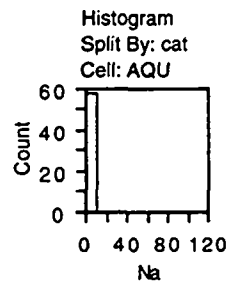
Percentiles	HCO3: Total	HCO3: AQU	HCO3: INF	HCO3: NIN
10	8.7	7.7	109.8	86.6
25	103.1	8.7	256.2	182.8
50	306.4	306.5	316.0	285.4
75	342.2	326.0	422.0	343.3
90	441.4	342.9	480.8	440.7



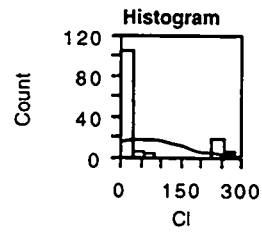
	Ca, Total	Ca, AQU	Ca, INF	Ca, NIN
Mean	92.1	93.1	94.4	85.7
Std. Dev.	37.5	19.4	44.2	49.5
Count	144	58	57	29
Minimum	12	19.1	12	14
Maximum	248	126.7	203.3	248
# Missing	21	0	18	3



Percentiles	Na: Total	Na: AQU	Na: INF	Na: NIN
10	3.1	2.8	4.6	4.2
25	4.0	3.3	7.1	5.0
50	5.3	4.0	11.0	6.0
75	11.0	4.6	15.1	8.6
90	17.1	5.1	24.1	25.1

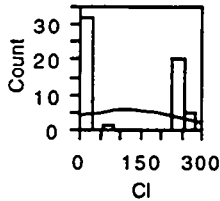


	Cl, Total	Cl, AQU	Cl, INF	Cl, NIN
Mean	62.3	117.3	27.4	20.8
Std. Dev.	92.6	119.2	32.7	46.9
Std. Error	7.7	15.7	4.3	8.7
Count	144	58	57	29
Minimum	1.8	6.6	2.5	1.8
Maximum	284.4	284.4	197.1	259.9
# Missing	21	0	18	3

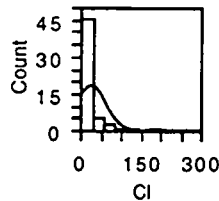


Percentiles	Cl: Total	Cl: AQU	Cl: INF	Cl: NIN
10	7.3	9.1	8.3	5.3
25	10.9	12.4	12.5	6.8
50	15.3	19.3	17.0	11.0
75	47.4	250.0	24.5	14.4
90	250.1	255.6	63.6	23.2

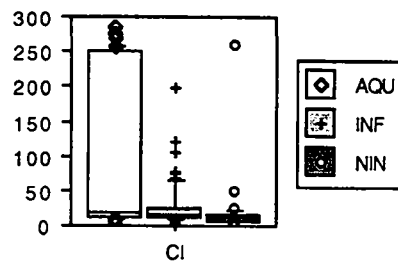
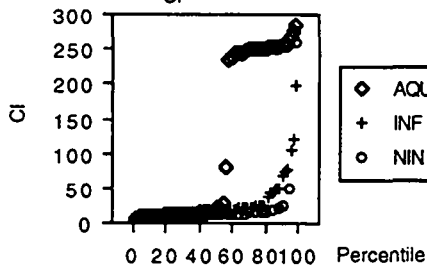
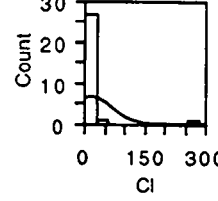
Histogram Split By: cat Cell: AQU



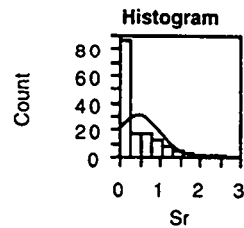
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

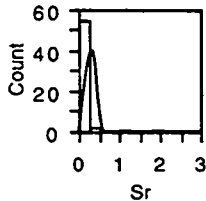


	Sr, Total	Sr, AQU	Sr, INF	Sr, NIN
Mean	0.5	0.2	0.7	0.4
Std. Dev.	0.5	0.0	0.6	0.4
Std. Error	0.0	0.0	0.1	0.1
Count	153	57	64	32
Minimum	0.0	0.1	0.0	0.0
Maximum	2.6	0.4	2.6	2.0
# Missing	12	1	11	0

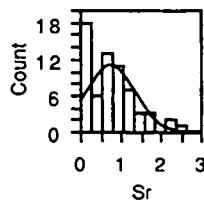


Percentiles	Sr: Total	Sr: AQU	Sr: INF	Sr: NIN
10	.1	.2	.1	.1
25	.2	.2	.2	.1
50	.2	.2	.6	.3
75	.6	.2	1.1	.5
90	1.2	.2	1.5	1.0

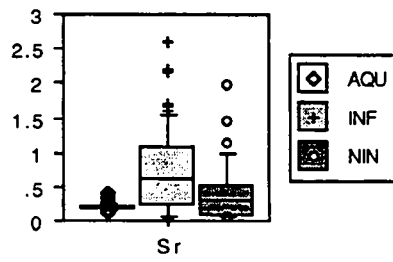
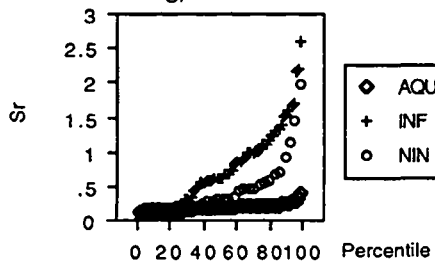
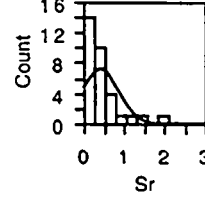
Histogram Split By: cat Cell: AQU



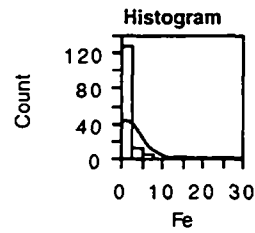
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

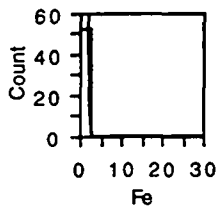


	Fe, Total	Fe, AQU	Fe, INF	Fe, NIN
Mean	1.4	0.0	2.7	0.9
Std. Dev.	3.5	0.0	4.9	1.6
Std. Error	0.3	0.0	0.6	0.3
Count	152	53	67	32
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	26.0	0.0	26.0	7.7
# Missing	13	5	8	0

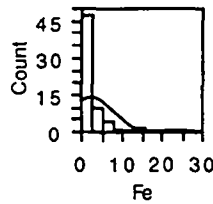


Percentiles	Fe: Total	Fe: AQU	Fe: INF	Fe: NIN
10	0.0	0.0	0.0	0.0
25	0.0	0.0	.1	0.0
50	0.0	0.0	.5	.3
75	1.1	0.0	3.1	1.3
90	3.8	0.0	7.3	2.9

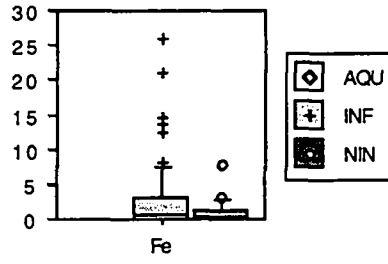
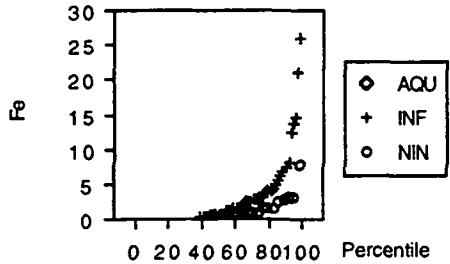
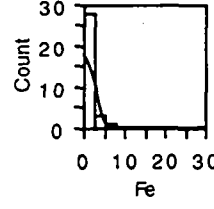
Histogram Split By: cat Cell: AQU



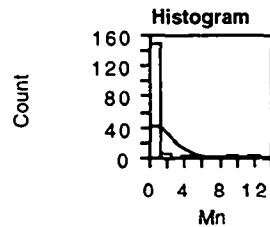
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

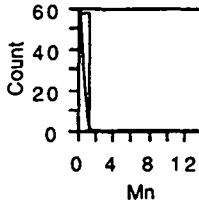


	Mn, Total	Mn, AQU	Mn, INF	Mn, NIN
Mean	6.9E-1	2E-1	1.3	2.5E-1
Std. Dev.	2	1.9E-1	2.8	3.3E-1
Count	164	58	74	32
Minimum	0	0	0	0
Maximum	12.5	7.8E-1	12.5	1.1
# Missing	1	0	1	0

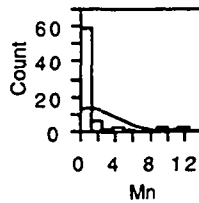


Percentiles	Mn: Total	Mn: AQU	Mn: INF	Mn: NIN
10	0.0	.1	0	0.0
25	0.0	.1	0.0	0.0
50	.1	.1	.2	.1
75	.4	.2	.8	.3
90	1.1	.5	3.8	.9

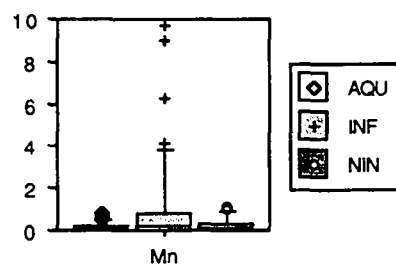
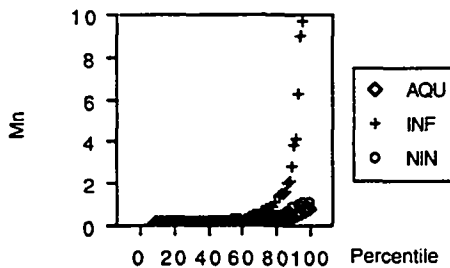
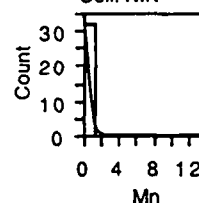
Histogram Split By: cat Cell: AQU



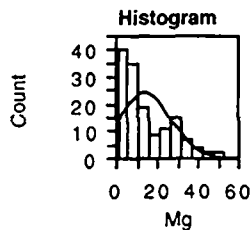
Histogram Split By: cat Cell: INF



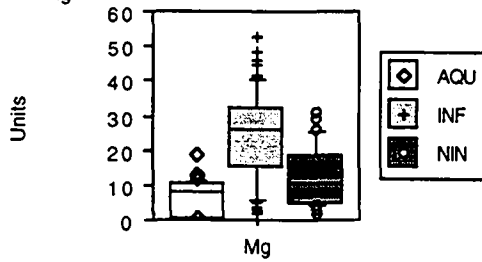
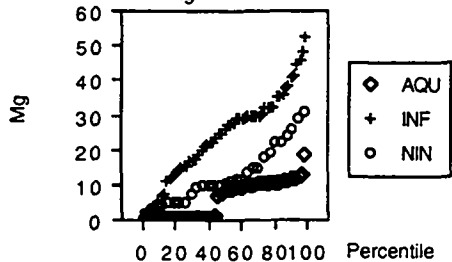
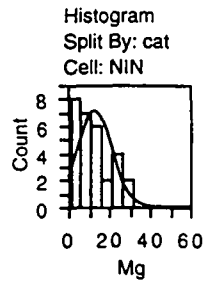
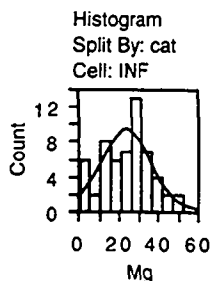
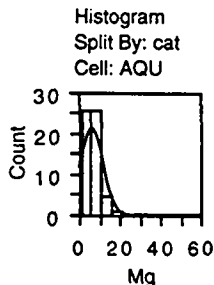
Histogram Split By: cat Cell: NIN



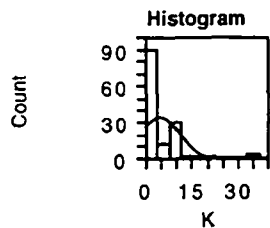
	Mg, Total	Mg, AQU	Mg, INF	Mg, NIN
Mean	14.6	6.0	24.2	12.8
Std. Dev.	12.2	5.1	12.4	8.1
Std. Error	1.0	0.7	1.6	1.5
Count	144	58	57	29
Minimum	0.6	0.6	1.8	1.7
Maximum	52.4	18.4	52.4	30.8
# Missing	21	0	18	3



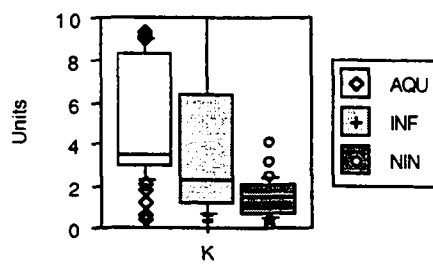
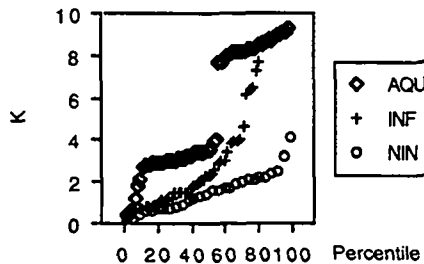
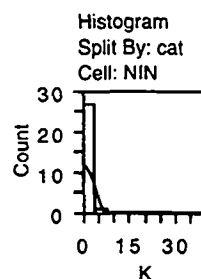
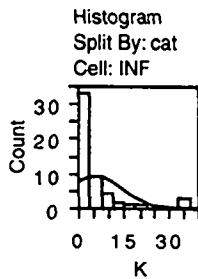
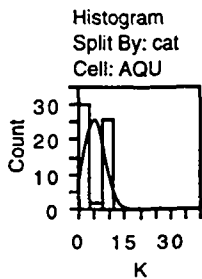
Percentiles	Mg: Total	Mg: AQU	Mg: INF	Mg: NIN
10	.7	.6	5.4	4.3
25	4.8	.7	15.2	5.2
50	10.8	8.1	26.0	10.5
75	23.1	10.5	31.9	18.2
90	31.9	11.3	40.1	25.2

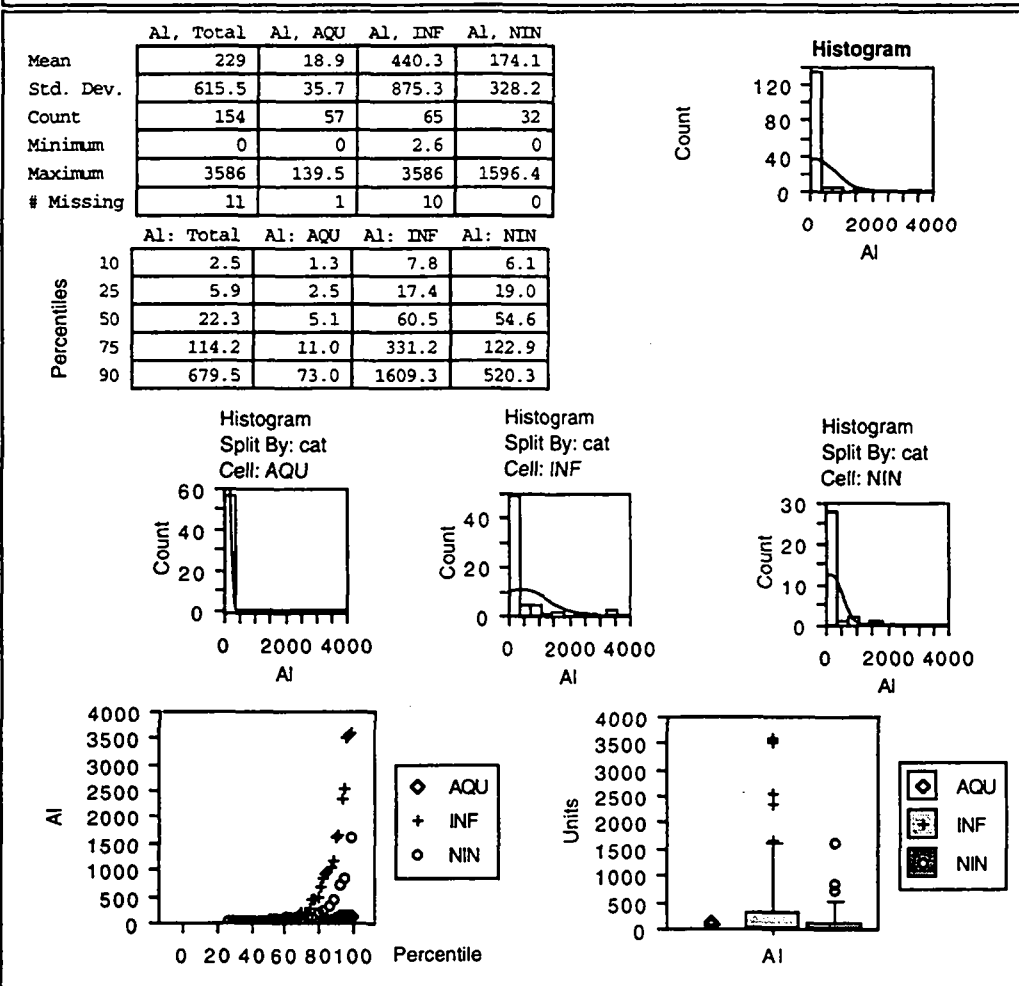
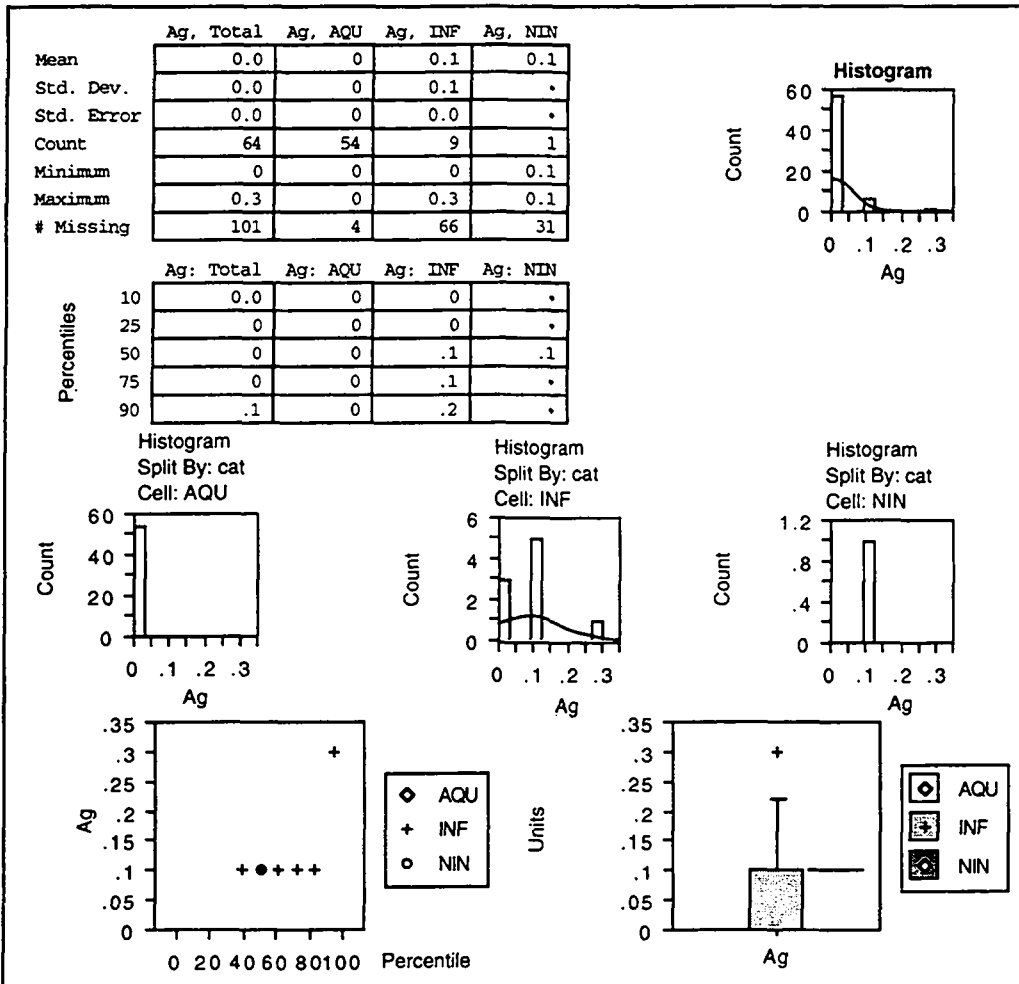


	K, Total	K, AQU	K, INF	K, NIN
Mean	4.7	5.4	5.7	1.5
Std. Dev.	5.9	3	8.6	9.3E-1
Count	139	58	53	28
Minimum	.1	4.2E-1	.3	.1
Maximum	37	10.1	37	4.1
# Missing	26	0	22	4

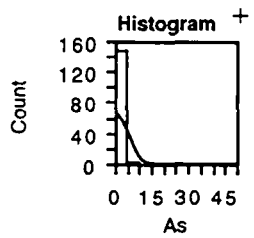


Percentiles	K: Total	K: AQU	K: INF	K: NIN
10	.7	2.3	.7	.5
25	1.5	3.0	1.2	.7
50	3.0	3.5	2.3	1.5
75	7.7	8.3	6.4	2.1
90	8.9	8.9	14.4	2.5

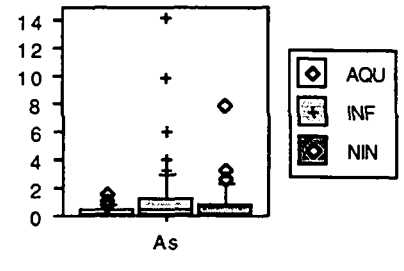
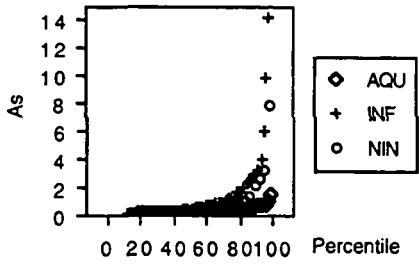
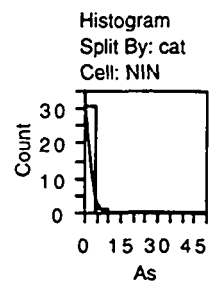
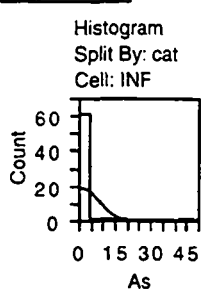
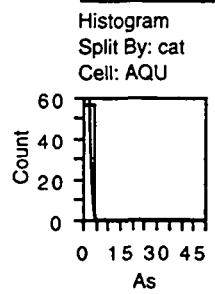




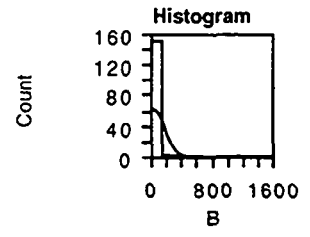
	As, Total	As, AQU	As, INF	As, NIN
Mean	1.1	0.3	1.9	0.8
Std. Dev.	4.1	0.3	6.1	1.5
Std. Error	0.3	0.0	0.8	0.3
Count	154	57	65	32
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	47.2	1.5	47.2	7.9
# Missing	11	1	10	0



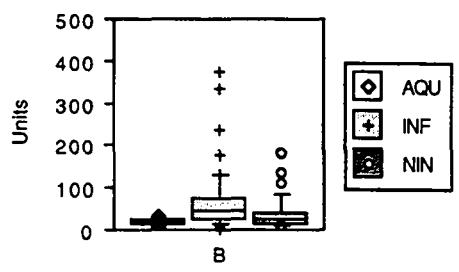
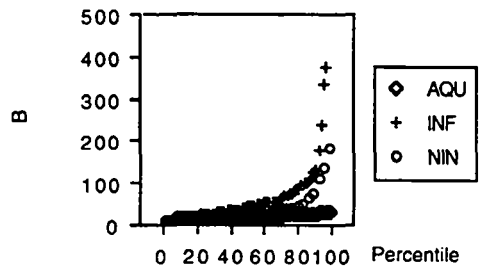
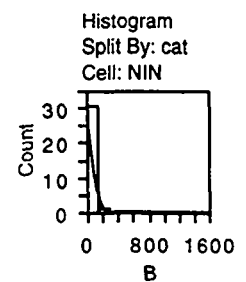
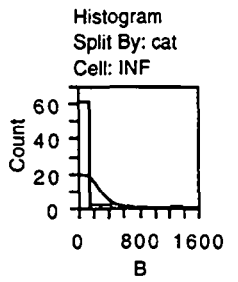
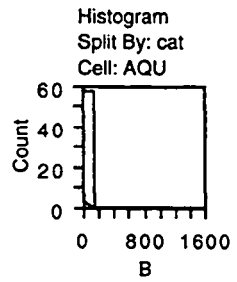
Percentiles	As: Total	As: AQU	As: INF	As: NIN
10	0.0	0.0	0.0	0
25	.1	.1	.1	.1
50	.3	.2	.5	.2
75	.7	.4	1.2	.8
90	2.0	.7	3.0	2.3



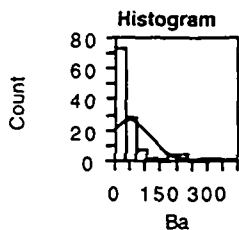
	B, Total	B, AQU	B, INF	B, NIN
Mean	52.8	19.2	88.2	38.3
Std. Dev.	126.2	6	185	39.1
Count	158	58	68	32
Minimum	2.2	2.2	3.8	7.8
Maximum	1380	29.2	1380	184
# Missing	7	0	7	0



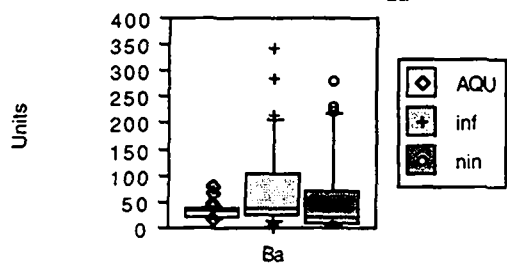
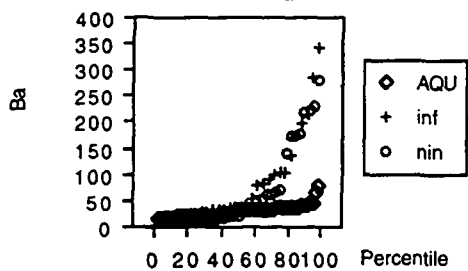
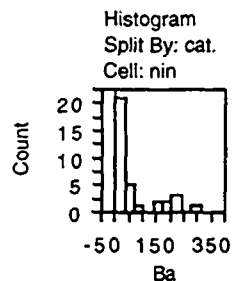
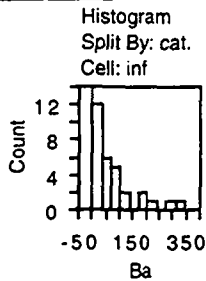
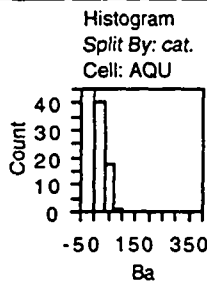
Percentiles	B: Total	B: AQU	B: INF	B: NIN
10	12.8	13.1	12.8	11.9
25	16.5	15.3	24.5	14.6
50	24.9	18.9	43.6	27.5
75	43.9	23.4	76.4	42.0
90	92.6	27.4	131.9	87.1



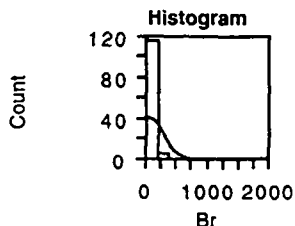
	Ba, Total	Ba, AQU	Ba, inf	Ba, nin
Mean	51.7	29.6	79.4	64.4
Std. Dev.	63.9	11.9	85.4	80.7
Std. Error	5.8	1.6	15.6	13.6
Count	123	58	30	35
Minimum	0.1	0.1	3.7	1.1
Maximum	343.9	76.7	343.9	278.5
# Missing	0	0	0	0



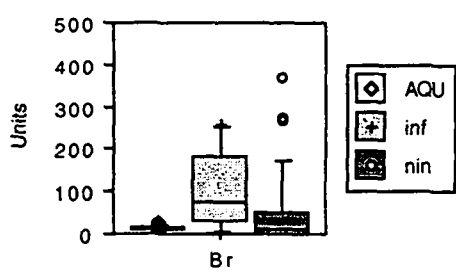
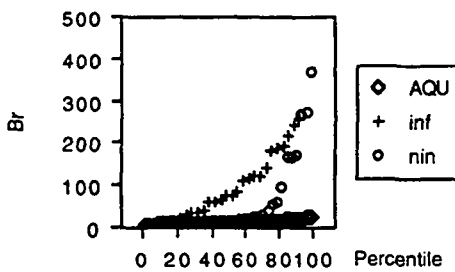
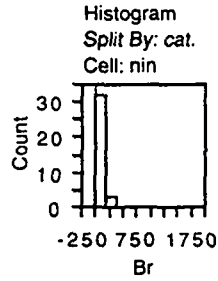
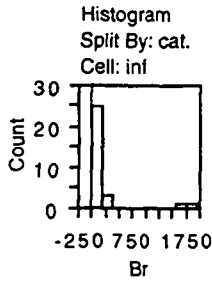
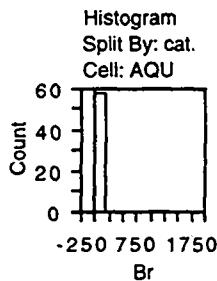
Percentiles	Ba: Total	Ba: AQU	Ba: inf	Ba: nin
10	8.3	18.2	10.6	4.8
25	19.5	20.5	23.9	8.3
50	32.9	31.3	36.8	20.3
75	43.9	35.1	101.9	68.4
90	147.6	40.7	205.6	217.8

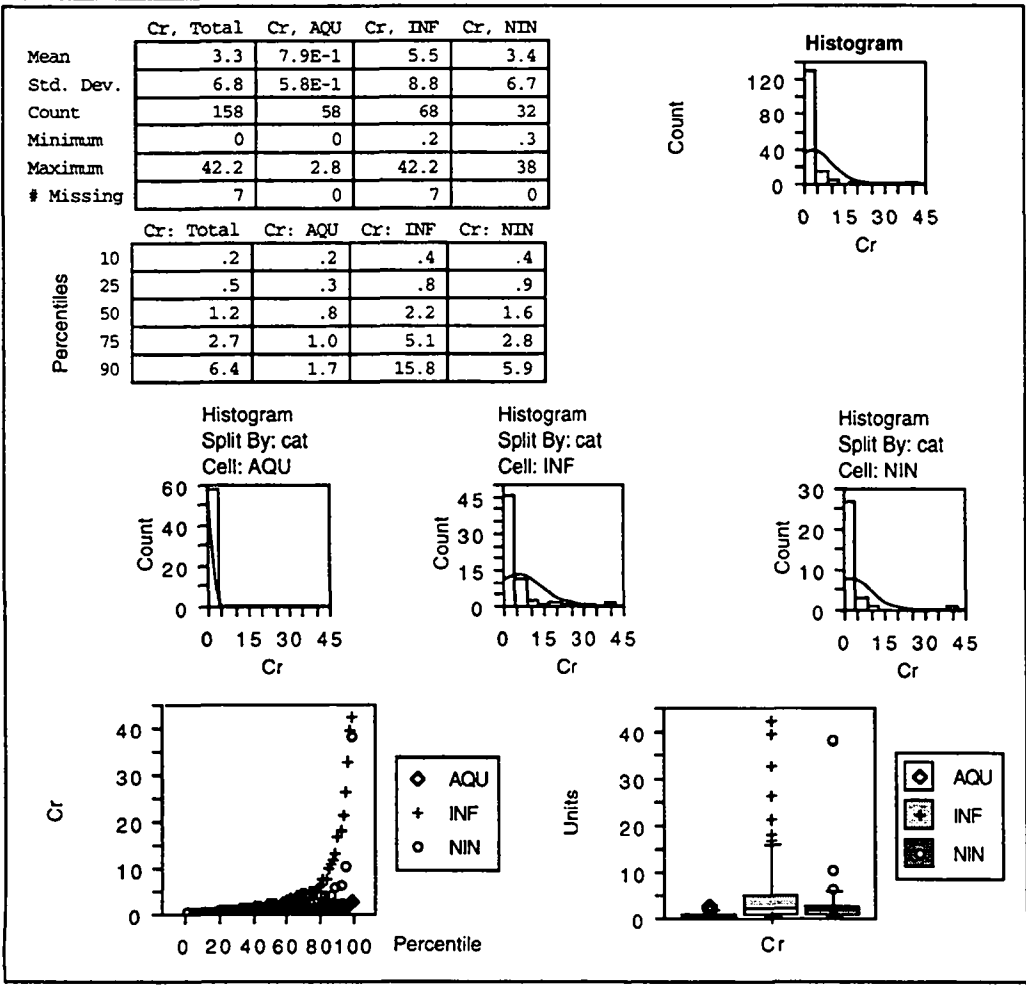
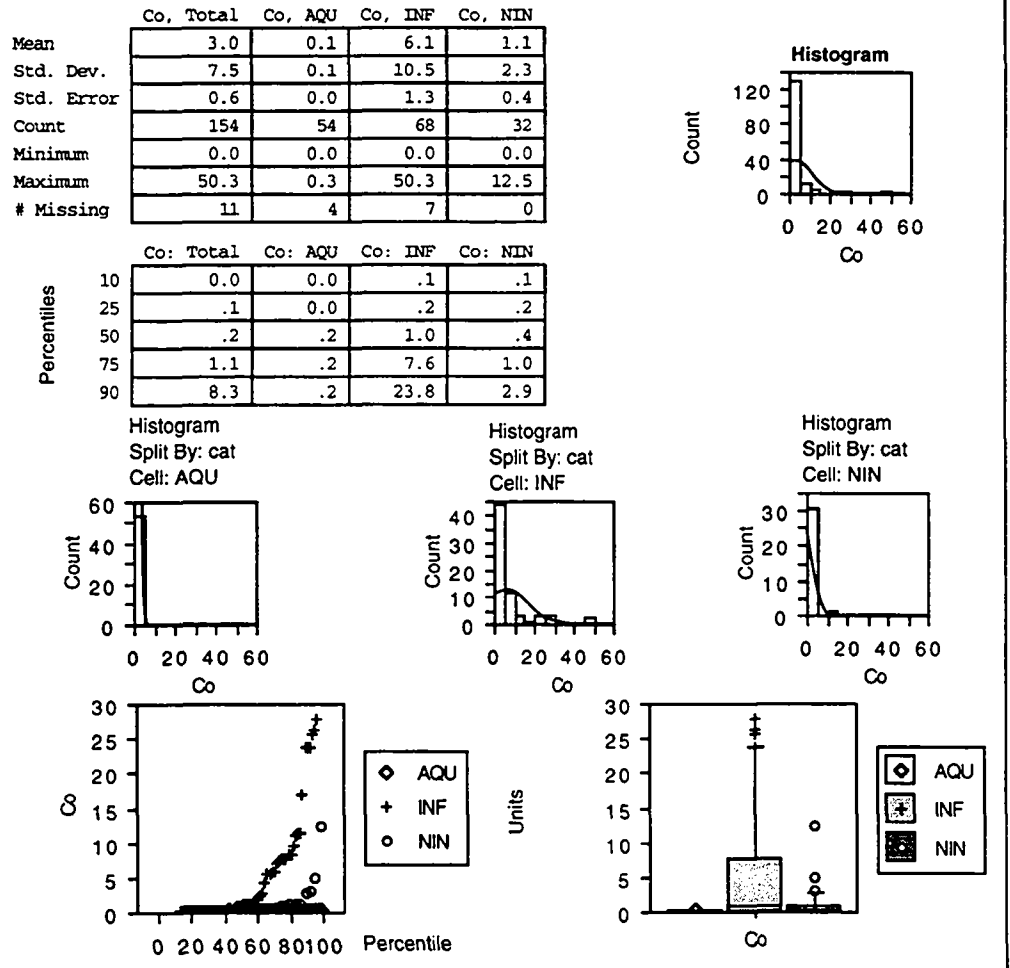


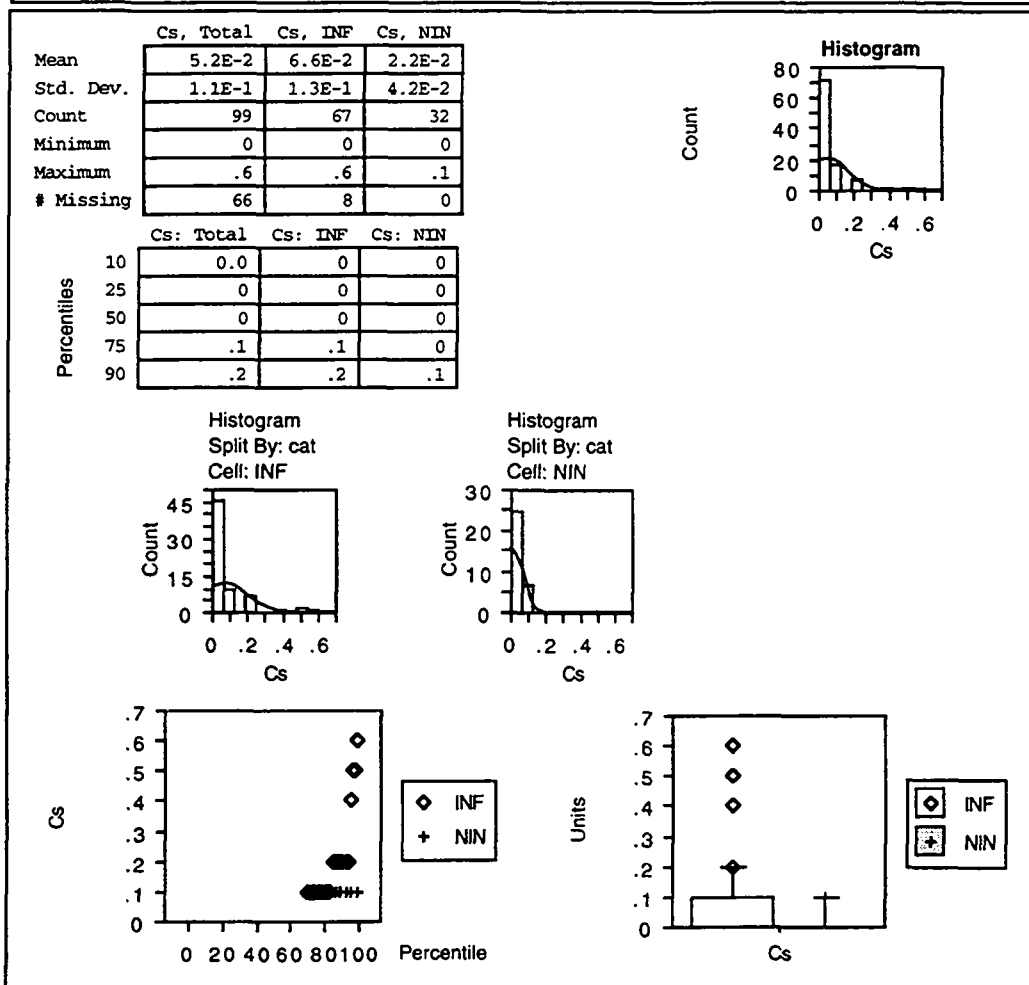
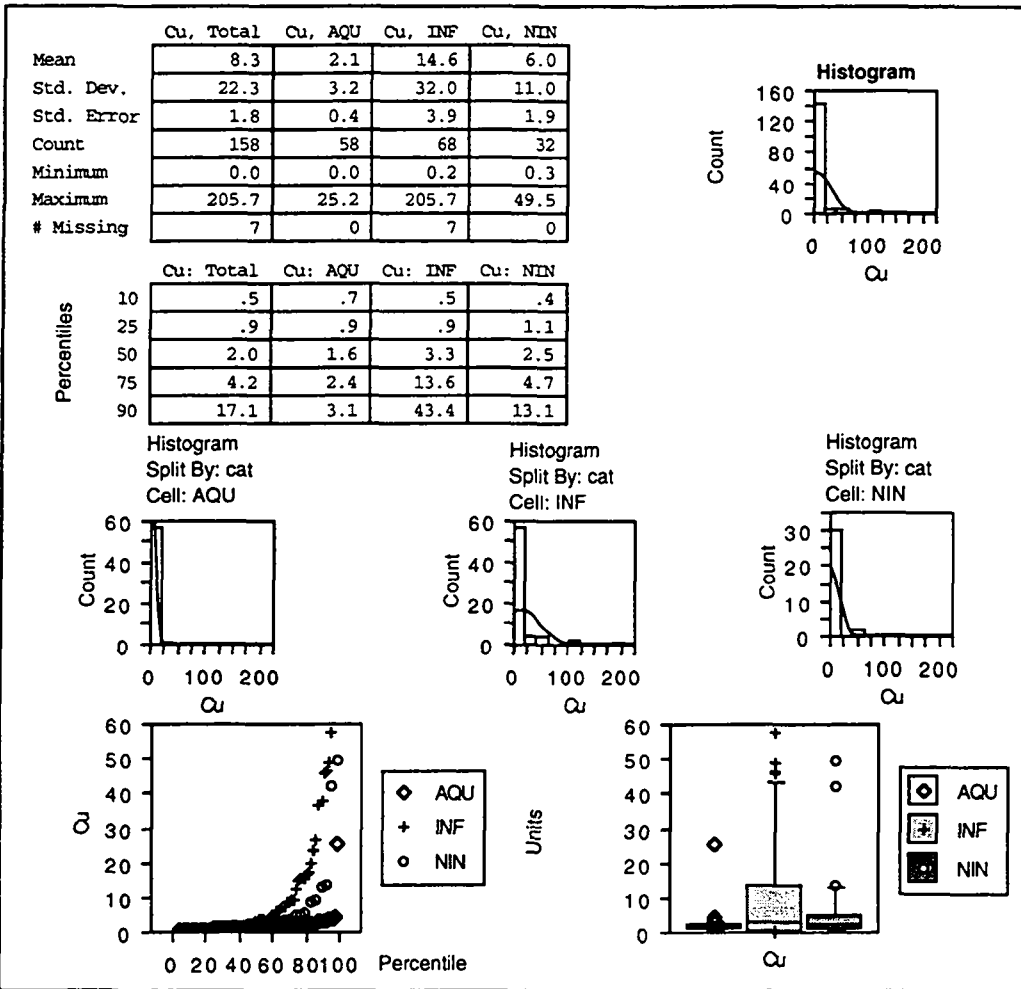
	Br, Total	Br, AQU	Br, inf	Br, nin
Mean	70.2	12.9	200.9	53.1
Std. Dev.	230.3	5.2	434.3	91.8
Count	123	58	30	35
Minimum	.1	5.4	.1	.1
Maximum	1951.5	24.2	1951.5	366.7
# Missing	0	0	0	0

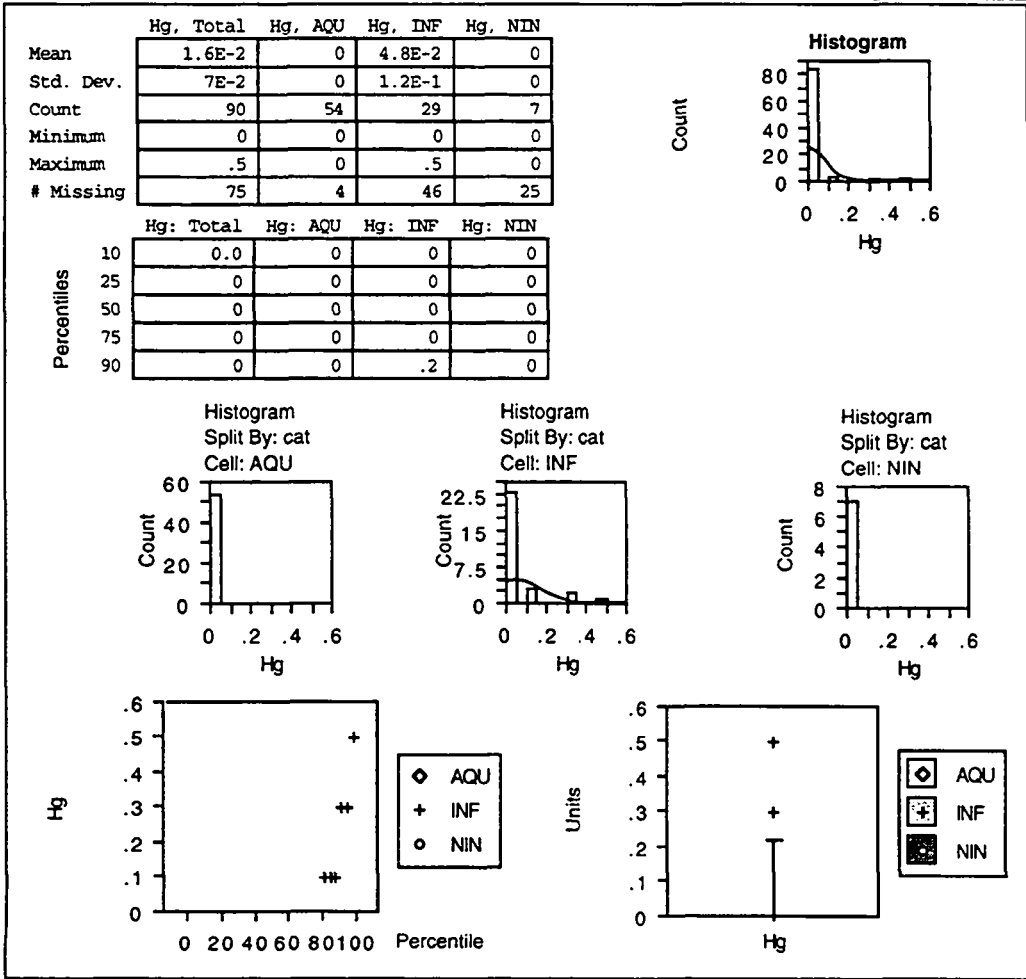
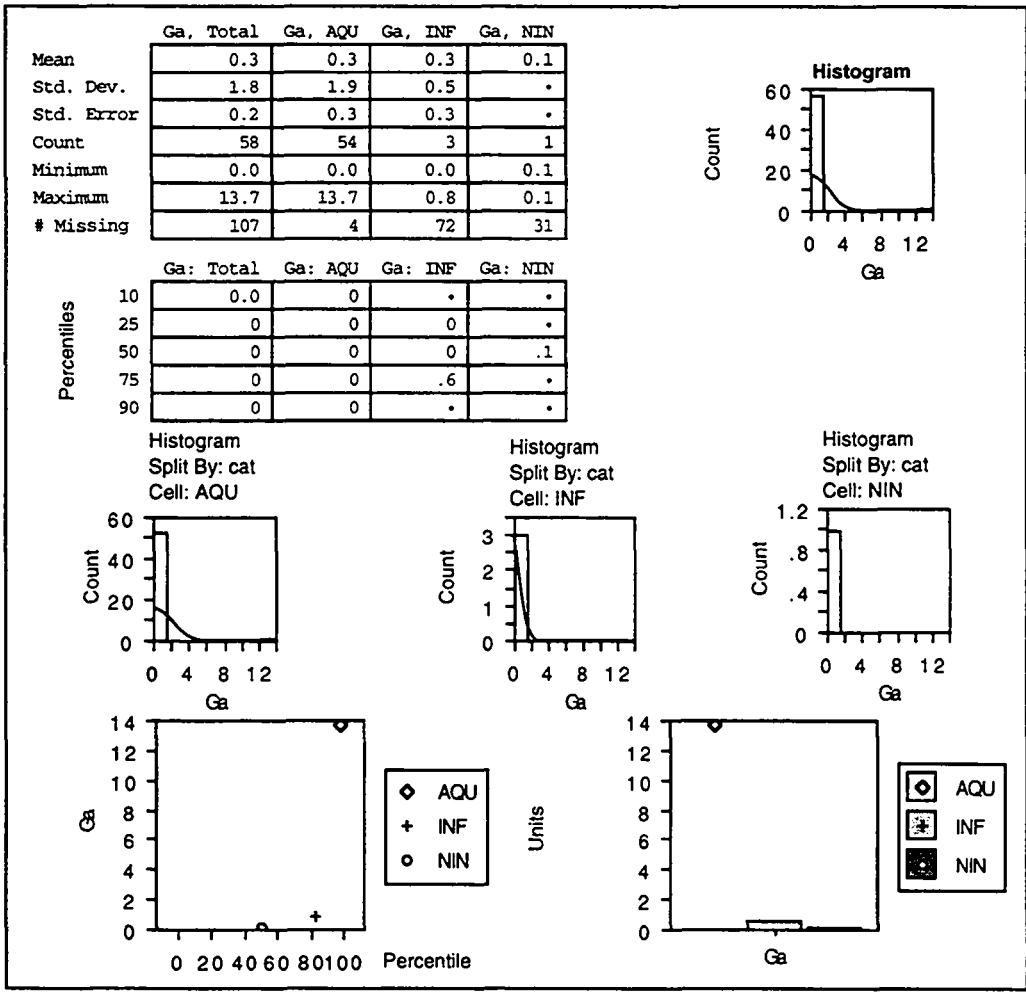


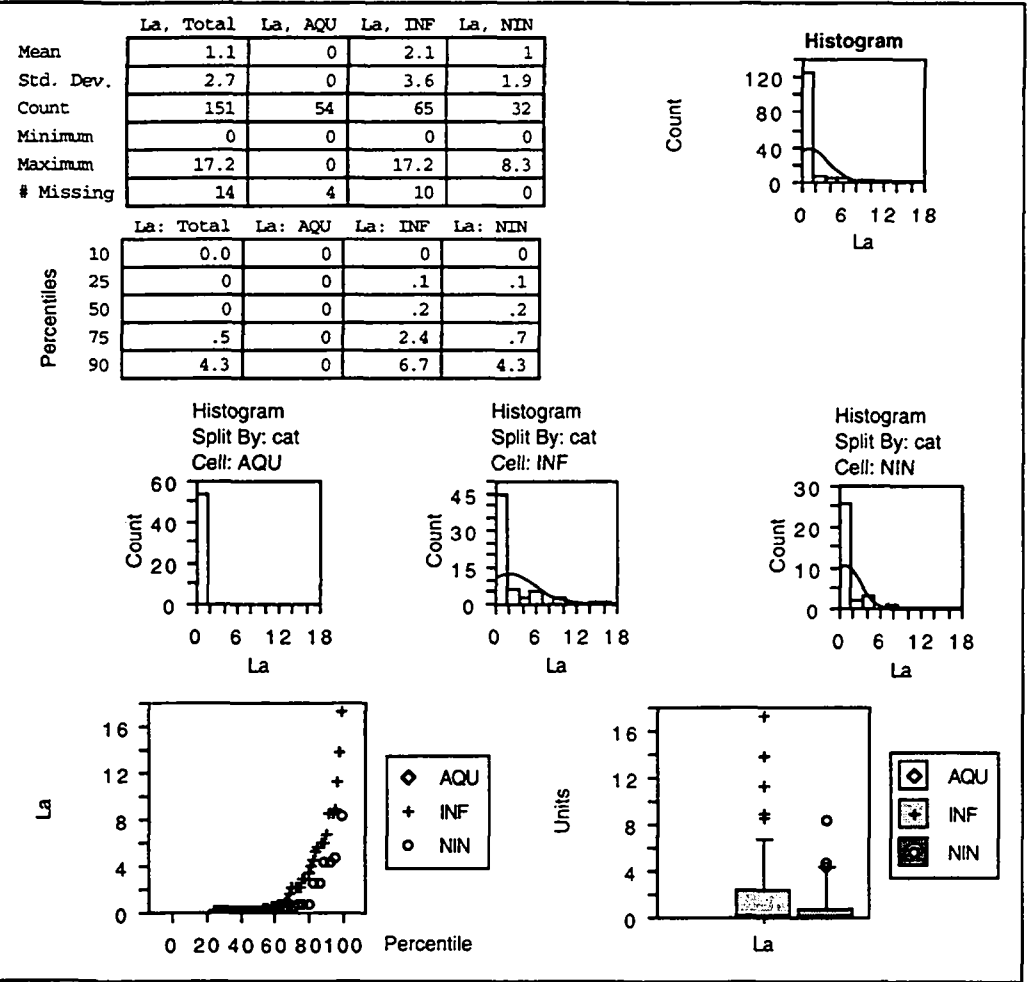
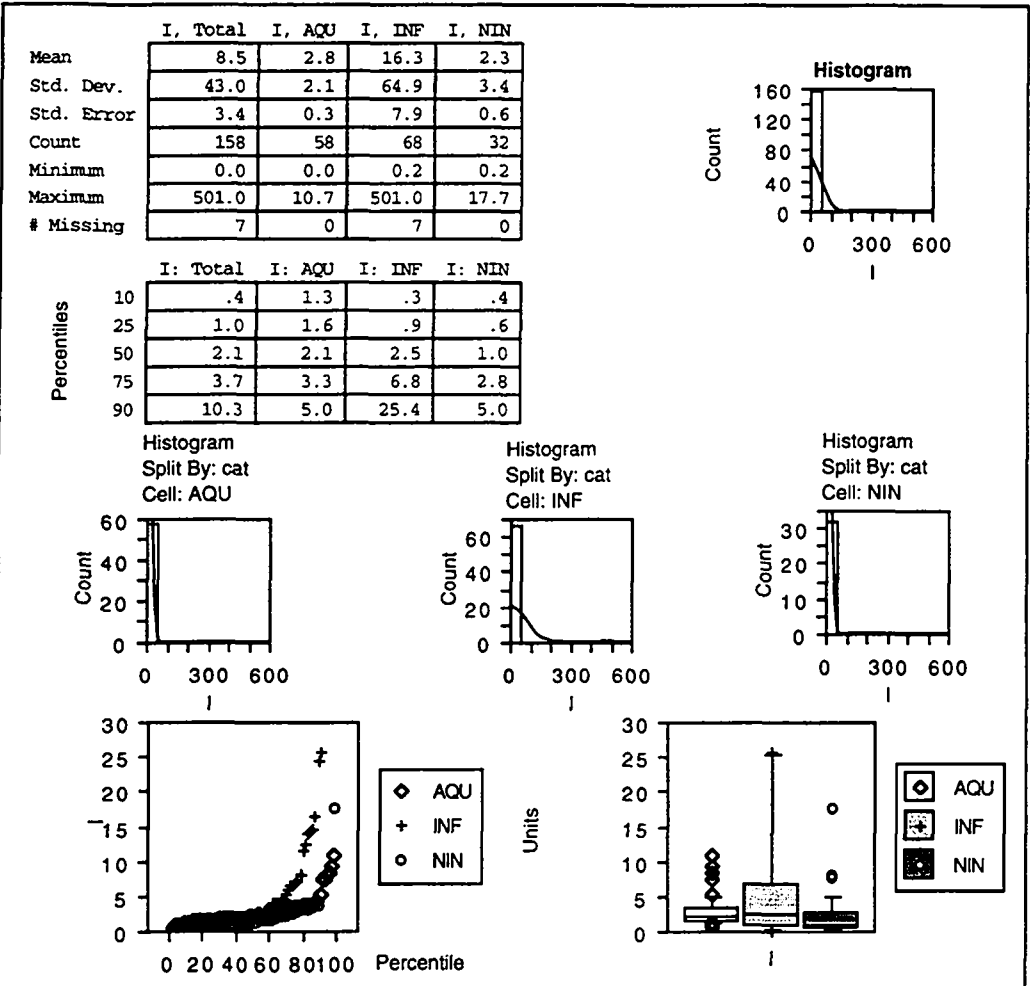
Percentiles	Br: Total	Br: AQU	Br: inf	Br: nin
10	.4	7.6	4.0	.2
25	8.1	8.7	30.4	.3
50	14.5	12.1	74.2	10.8
75	36.0	16.1	179.8	51.9
90	168.4	21.6	250.9	169.4



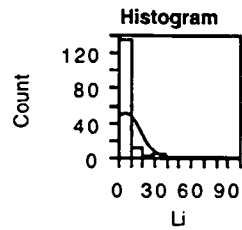




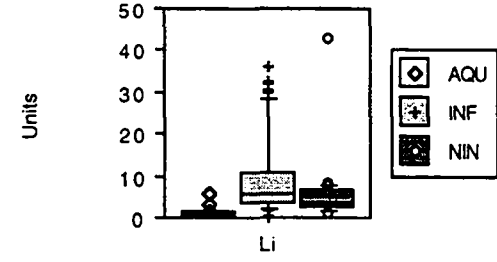
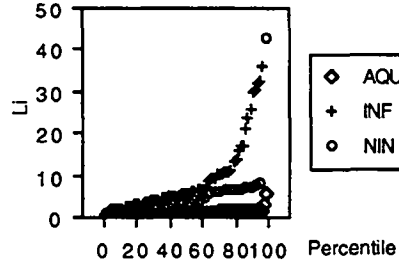
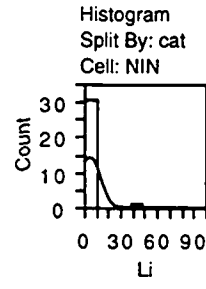
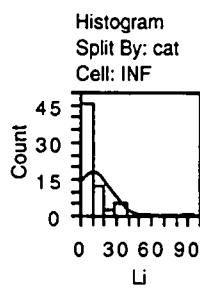
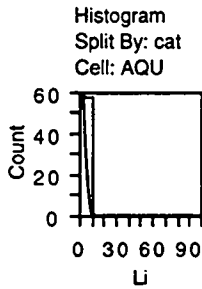




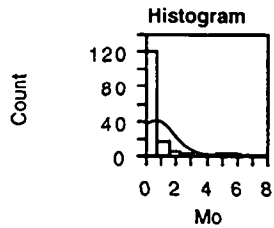
	Li, Total	Li, AQU	Li, INF	Li, NIN
Mean	6.2	1.1	10.9	5.4
Std. Dev.	10.8	0.8	14.3	7.2
Std. Error	0.9	0.1	1.7	1.3
Count	158	58	68	32
Minimum	0.3	0.3	0.7	0.8
Maximum	95.3	5.5	95.3	43.0
# Missing	7	0	7	0



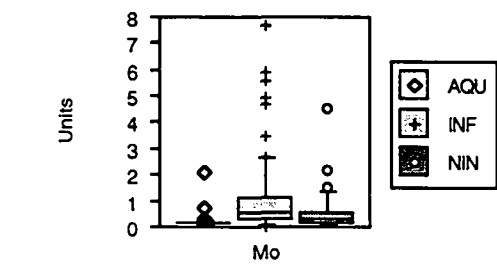
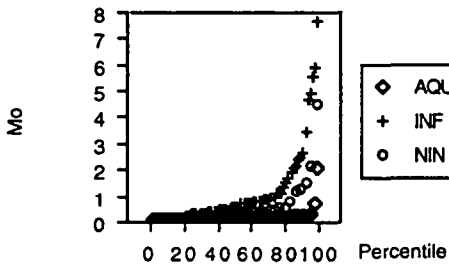
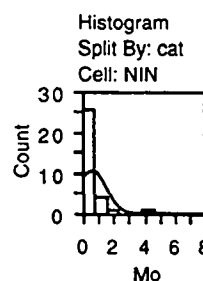
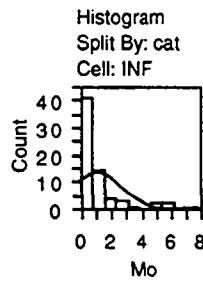
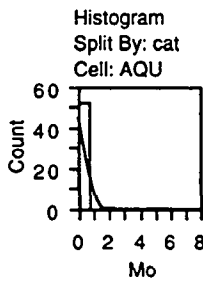
Percentiles	Li: Total	Li: AQU	Li: INF	Li: NIN
10	.7	.6	2.2	1.3
25	1.2	.6	3.7	2.3
50	2.7	1.0	5.7	3.7
75	6.2	1.3	10.9	6.9
90	12.8	1.5	28.6	7.5



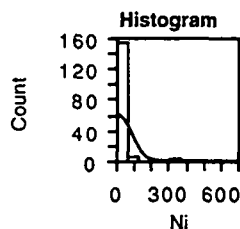
	Mo, Total	Mo, AQU	Mo, INF	Mo, NIN
Mean	6.9E-1	.2	1.1	5.8E-1
Std. Dev.	1.2	2.8E-1	1.5	8.6E-1
Count	154	54	68	32
Minimum	0	5E-2	0	0
Maximum	7.7	2.1	7.7	4.5
# Missing	11	4	7	0



Percentiles	Mo: Total	Mo: AQU	Mo: INF	Mo: NIN
10	.1	.1	.1	.1
25	.1	.1	.3	.2
50	.2	.1	.6	.3
75	.7	.2	1.1	.6
90	1.7	.2	2.6	1.4

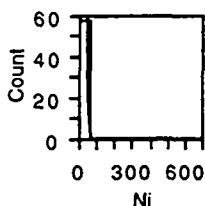


	Ni, Total	Ni, AQU	Ni, INF	Ni, NIN
Mean	17.9	0.7	35.3	8.4
Std. Dev.	61.5	1.2	87.7	16.7
Std. Error	4.8	0.2	10.1	3.0
Count	165	58	75	32
Minimum	0.1	0.1	0.1	1.1
Maximum	612.3	6.5	612.3	93.7
# Missing	0	0	0	0

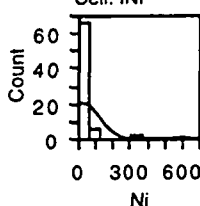


Percentiles	Ni: Total	Ni: AQU	Ni: INF	Ni: NIN
10	.2	.2	1.6	1.3
25	.5	.2	4.0	1.7
50	2.6	.4	9.2	4.2
75	9.3	.5	25.1	7.2
90	38.1	1.1	85.0	14.0

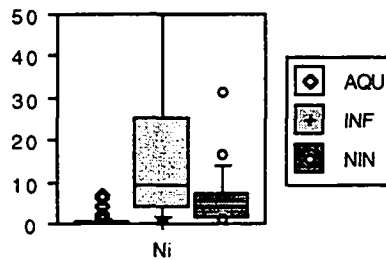
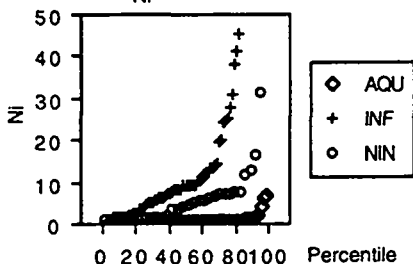
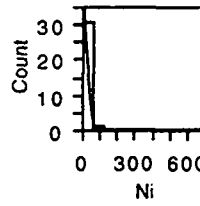
Histogram Split By: cat Cell: AQU



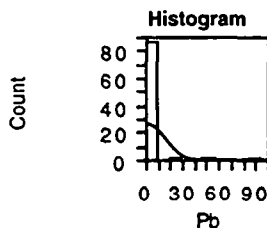
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

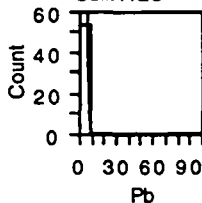


	Pb, Total	Pb, AQU	Pb, INF	Pb, NIN
Mean	2.8	.2	7.5	2.9
Std. Dev.	12.5	.4	20.9	7.5
Count	91	54	30	7
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	92.6	1.7	92.6	20.0
# Missing	74	4	45	25

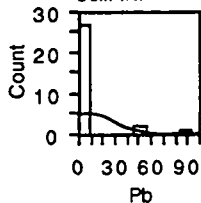


Percentiles	Pb: Total	Pb: AQU	Pb: INF	Pb: NIN
10	0.0	0.0	0.0	0.0
25	0.0	0.0	0.0	0.0
50	0.0	0.0	0.0	0.0
75	.3	.1	1.5	.2
90	1.6	1.0	28.9	16.0

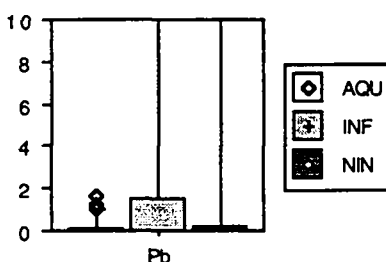
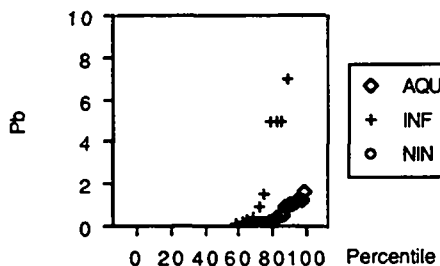
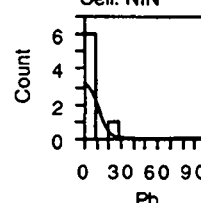
Histogram Split By: cat Cell: AQU



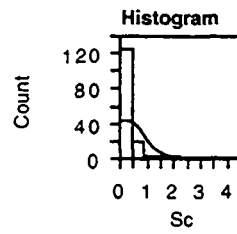
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

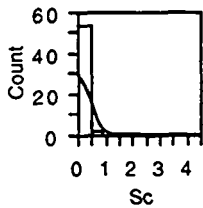


	Sc, Total	Sc, AQU	Sc, INF	Sc, NIN
Mean	0.3	0.1	0.5	0.2
Std. Dev.	0.6	0.3	0.8	0.3
Std. Error	0.0	0.0	0.1	0.1
Count	157	58	67	32
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	4.4	1.8	4.4	1.5
# Missing	8	0	8	0

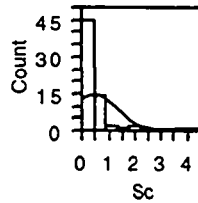


Percentiles	Sc: Total	Sc: AQU	Sc: INF	Sc: NIN
10	0.0	0.0	0.0	0.0
25	0.0	0.0	0.0	0.0
50	.1	.1	.1	.1
75	.3	.1	.6	.3
90	.7	.1	1.2	.6

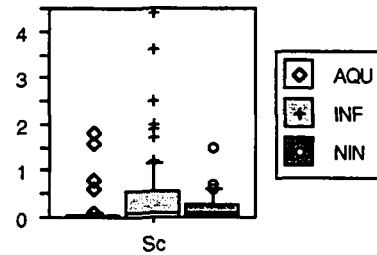
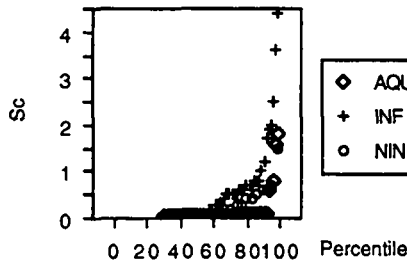
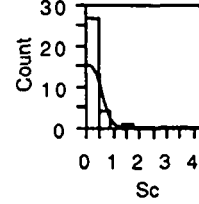
Histogram Split By: cat Cell: AQU



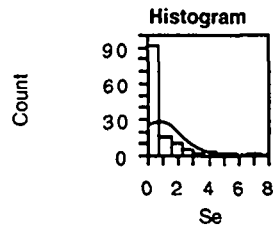
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

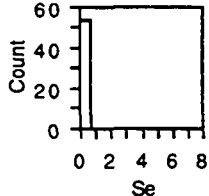


	Se, Total	Se, AQU	Se, INF	Se, NIN
Mean	.8	0.0	1.4	1.2
Std. Dev.	1.4	0.0	1.6	1.7
Count	132	54	59	19
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	7.4	0.0	7.4	7.0
# Missing	33	4	16	13

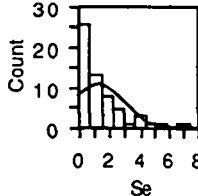


Percentiles	Se: Total	Se: AQU	Se: INF	Se: NIN
10	0.0	0	0	.1
25	0	0	.1	.2
50	.1	0	1.0	.5
75	1.2	0	1.9	1.6
90	2.4	0	3.7	3.4

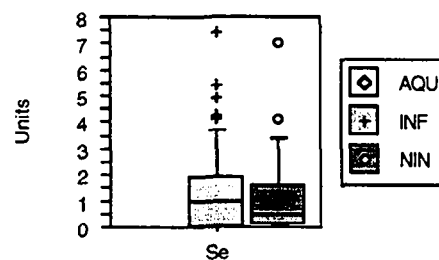
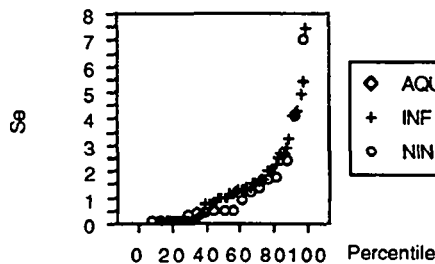
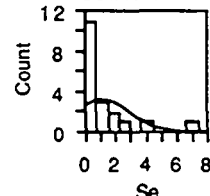
Histogram Split By: cat Cell: AQU



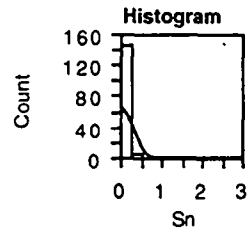
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

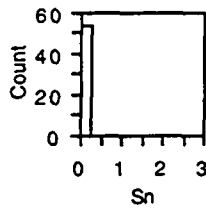


	Sn, Total	Sn, AQU	Sn, INF	Sn, NIN
Mean	0.1	0.0	0.1	0.1
Std. Dev.	0.2	0.0	0.3	0.1
Std. Error	0.0	0.0	0.0	0.0
Count	151	54	65	32
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	2.7	0.0	2.7	0.2
# Missing	14	4	10	0

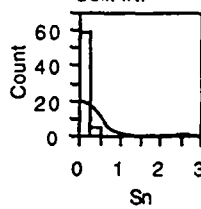


Percentiles	Sn: Total	Sn: AQU	Sn: INF	Sn: NIN
10	0.0	0	0	0
25	0	0	0	0
50	0	0	0	.1
75	.1	0	.1	.1
90	.1	0	.2	.1

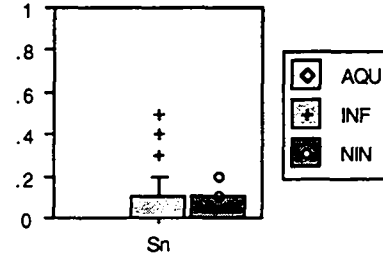
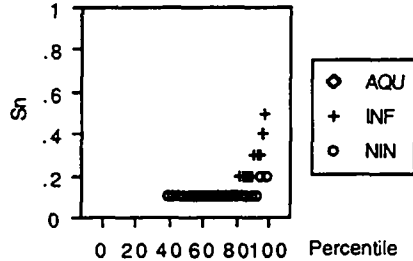
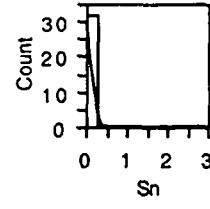
Histogram Split By: cat Cell: AQU



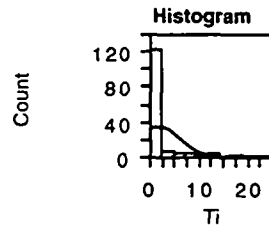
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

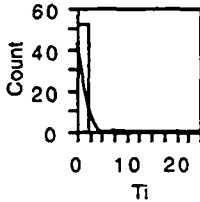


	Ti, Total	Ti, AQU	Ti, INF	Ti, NIN
Mean	2.1	.2	3.6	2.0
Std. Dev.	4.0	1.1	5.4	2.1
Count	151	54	65	32
Minimum	0.0	0.0	.1	0.0
Maximum	23.4	8.4	23.4	8.3
# Missing	14	4	10	0

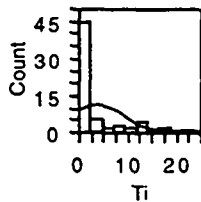


Percentiles	Ti: Total	Ti: AQU	Ti: INF	Ti: NIN
10	0.0	0.0	.2	.3
25	.1	0.0	.5	.6
50	.5	0.0	1.1	1.5
75	1.8	.1	3.5	2.2
90	7.5	.1	12.5	5.3

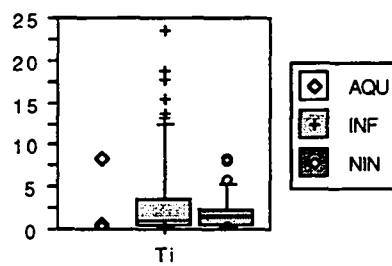
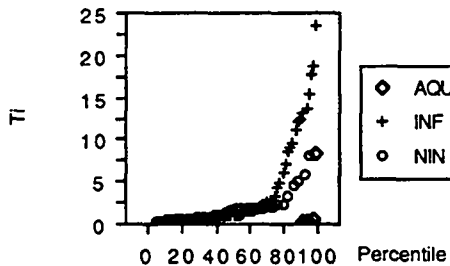
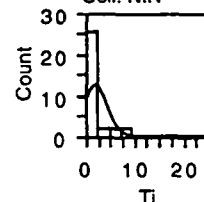
Histogram Split By: cat Cell: AQU



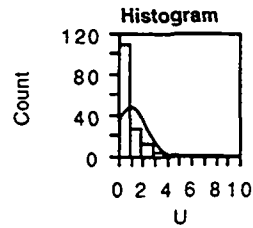
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

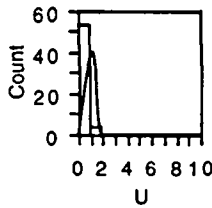


	U, Total	U, AQU	U, INF	U, NIN
Mean	1.0	0.7	1.5	0.6
Std. Dev.	1.1	0.2	1.5	0.6
Std. Error	0.1	0.0	0.2	0.1
Count	158	58	68	32
Minimum	0.0	0.2	0.0	0.0
Maximum	9.1	1.5	9.1	3.2
# Missing	7	0	7	0

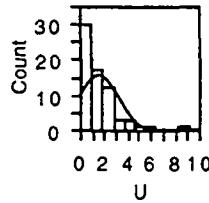


Percentiles	U: Total	U: AQU	U: INF	U: NIN
10	.1	.6	.1	0
25	.5	.7	.5	.2
50	.7	.7	1.2	.5
75	1.1	.8	2.0	.6
90	2.3	.8	3.5	1.2

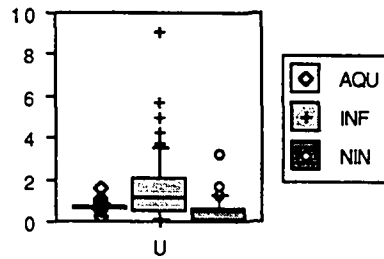
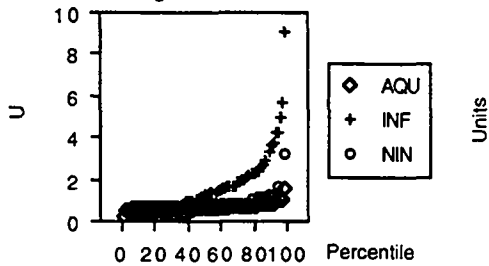
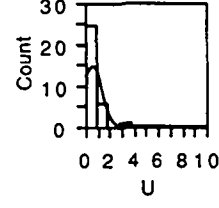
Histogram
Split By: cat
Cell: AQU



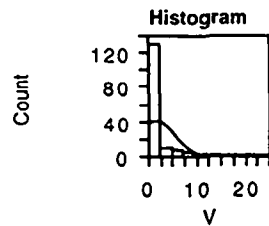
Histogram
Split By: cat
Cell: INF



Histogram
Split By: cat
Cell: NIN

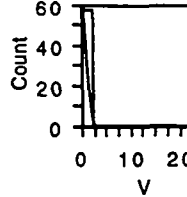


	V, Total	V, AQU	V, INF	V, NIN
Mean	1.6	2.1E-1	3	1.3
Std. Dev.	3.5	1.1E-1	4.8	2
Count	158	58	68	32
Minimum	0	4E-2	0	0
Maximum	23.4	5.8E-1	23.4	9.7
# Missing	7	0	7	0

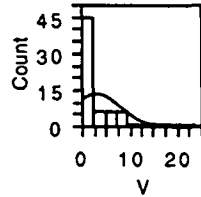


Percentiles	V: Total	V: AQU	V: INF	V: NIN
10	.1	.1	.1	.1
25	.2	.1	.2	.2
50	.3	.2	.4	.5
75	.8	.2	4.6	1.2
90	5.3	.4	8.2	3.4

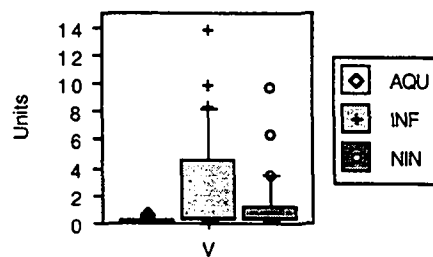
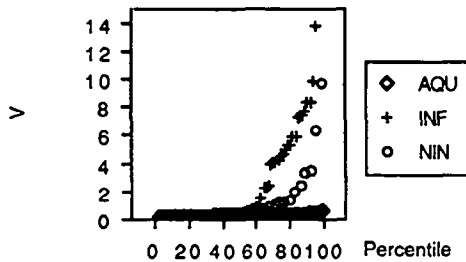
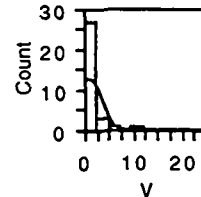
Histogram
Split By: cat
Cell: AQU



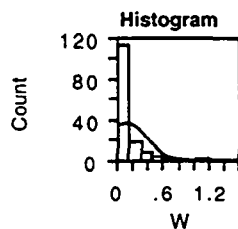
Histogram
Split By: cat
Cell: INF



Histogram
Split By: cat
Cell: NIN

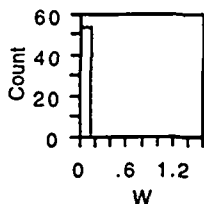


	W, Total	W, AQU	W, INF	W, NIN
Mean	0.1	0.0	0.2	0.2
Std. Dev.	0.2	0.0	0.3	0.2
Std. Error	0.0	0.0	0.0	0.0
Count	153	54	67	32
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	1.5	0.0	1.5	1.2
# Missing	12	4	8	0

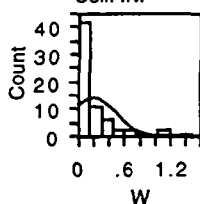


Percentiles	W: Total	W: AQU	W: INF	W: NIN
10	0.0	0	0	0
25	0	0	.1	.1
50	0	0	.1	.1
75	.2	0	.2	.2
90	.3	0	.5	.5

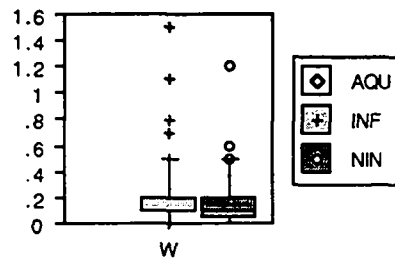
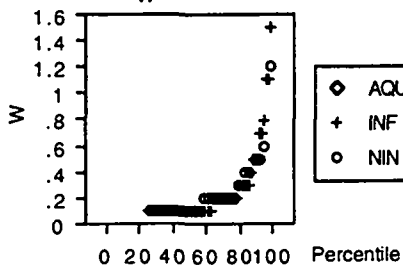
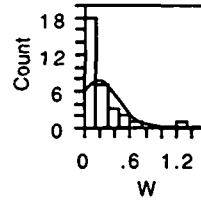
Histogram Split By: cat Cell: AQU



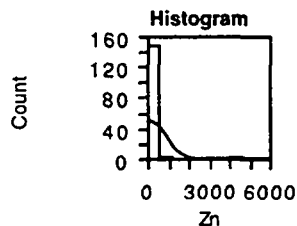
Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN

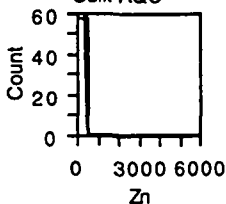


	Zn, Total	Zn, AQU	Zn, INF	Zn, NIN
Mean	187.0	11.5	207.1	463.2
Std. Dev.	698.4	13.8	602.4	1242.7
Count	157	58	67	32
Minimum	0.0	0.0	.9	1.5
Maximum	5763.0	107.9	4224.3	5763.0
# Missing	8	0	8	0

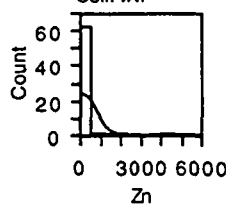


Percentiles	Zn: Total	Zn: AQU	Zn: INF	Zn: NIN
10	2.8	4.0	2.1	3.8
25	6.3	6.2	5.6	16.7
50	15.8	9.5	45.5	63.2
75	88.7	13.5	129.4	210.5
90	280.1	17.2	347.1	915.5

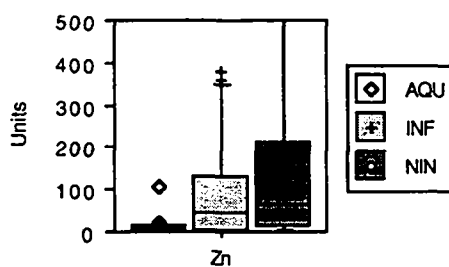
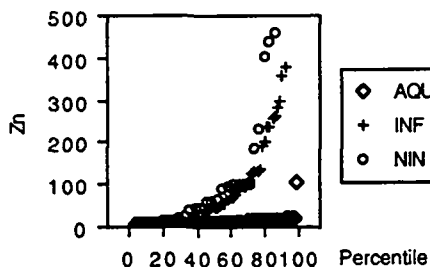
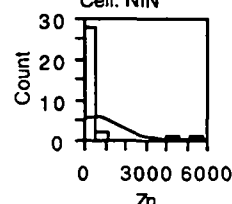
Histogram Split By: cat Cell: AQU

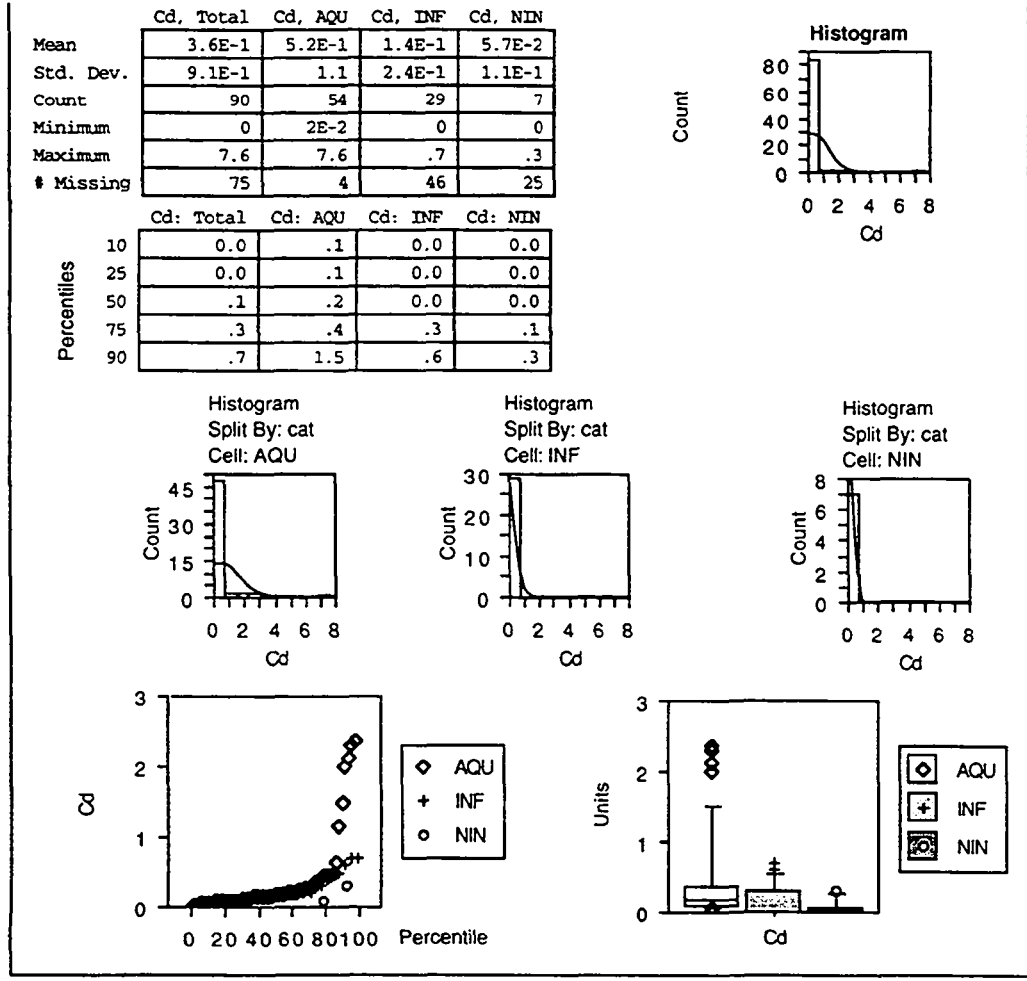
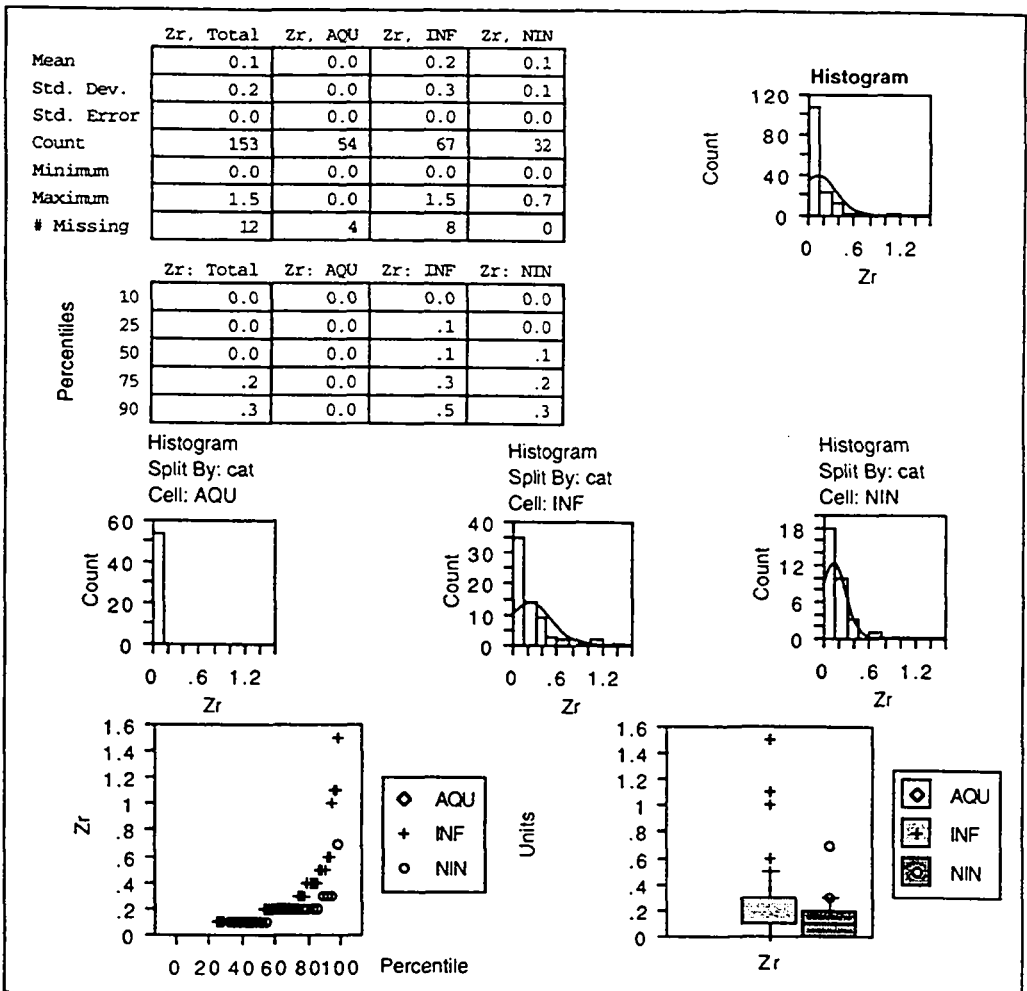


Histogram Split By: cat Cell: INF



Histogram Split By: cat Cell: NIN





CURRICULUM VITAE

Nom	LOOSER
Prénoms	<u>Michel</u> - Olivier
Date de naissance	18 septembre 1962
Nationalité	Suisse
Lieu de naissance	Lausanne (Vaud)
Lieu d'origine	Oberuzwil (St Gall)
Etat civil	Marié, 2 enfants

SCOLARITE -ETUDES

1969 - 1979	Ecole Primaire et secondaire à Concise et Montreux (Vaud)
1979 - 1982	Gymnase Cantonal de Burier (Vaud)
1982 - 1985	Université de Lausanne - Instituts des Sciences de la Terre
1985 - 1986	Université de Lausanne - Instituts de Géologie et de Minéralogie
1986 - 1987	Diplôme de Géologie et Minéralogie
	Etudes géologiques, pétrographiques et géochimiques en Val d'Ollomont (Val d'Aoste - Italie). Diplôme mené conjointement avec Luc Dubois. Directeurs de diplôme: Prof. M. Burri et Prof. S. Ayrton, Uni. Lausanne, Instituts de Géologie et de Minéralogie.
sept.87-juil.1989	Cours de 3ème cycle en Hydrogéologie - Centre d'hydrogéologie de Neuchâtel, formation à temps partiel sur deux années.

Connaissances linguistiques: Français, Italien, Anglais, Allemand

EXPERIENCES PROFESSIONELLES

Depuis sept 1991	<u>Laboratoire de Géologie de l'Ecole polytechnique de Lausanne (GEOLEP)</u>
	Réalisation du projet de recherche sur les sites contaminés, qui a conduit à la rédaction de cette thèse de doctorat.
	Conduite de mandats concernant des études hydrogéologiques pour la protection ou le développement de ressources en eau et de projet de recherche appliquée en hydrogéologie.
	Assistance aux travaux pratiques des étudiants en Génie civil.
Janv.88 à sept.91	<u>Collaborateur au bureau de géologues P.Blanc (Le Mont-sur-Lausanne)</u>
	Conduite de mandats concernant des études hydrogéologiques pour la protection ou le développement de ressources en eau.
	Coordination d'études d'impacts sur l'environnement.
1986 - 1987	Assistant à l'Institut de Minéralogie, Uni. Lausanne, Prof. S.Ayrton. Préparateur au Centre d'Analyse Minérale, Uni. Lausanne, Dr H.Pfeifer.