

INRS-Eau
UNIVERSITE DU QUEBEC
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec G1V 4C7

RAPPORT SCIENTIFIQUE No 37
1976

Rapport rédigé pour
le ministère des Richesses naturelles, Québec

Effets du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau emmagasinée:
élaboration d'une méthode d'étude et application au réservoir de Victoriaville
(rivière Bulstrode, Québec)

par
P.G. Campbell, B. Bobée, A. Caillé, P. Couture, M. Lachance,
R. Lapointe, J.L. Sasseville, S.A. Visser

ISBN 2-89146-043-X

DEPOT LEGAL 1976

Tous droits de traduction, de reproduction et d'adaptation réservés

© 1976 - Institut national de la recherche scientifique

LISTE DES PARTICIPANTS A LA REALISATION DE CE RAPPORT

Campbell, P.G. : chimiste, PhD., responsable du projet
Bobée, B. : ingénieur, MScA.
Caillé, A. : chimiste, PhD.
Demalsy, M.J. : biologiste, DSc., Un. du Québec à Rimouski
Demalsy, P. : biologiste, DSc., Un. du Québec à Rimouski
Sasseville, J.L. : biophysicien, PhD.
Visser, S.A. : microbiologiste, PhD.

Couture, M. : ingénieur, BScA, MRN-Direction générale des Eaux

Couture, P. : agent de recherche, MSc.
Lachance, M. : agent de recherche, MSc.
Potvin, L. : agent de recherche, L. ès L. géogr.
Lapointe, R. : assistant de recherche, BSc.
Talbot, L. : assistant de recherche, BSc.
Cantin, M. : informatiste, L. ès L. géogr., B. Bibl., éd.
Lacroix, J. : analyste de l'informatique, BSc.

Anderson, A. : technicien
Bussièrès, J.M. : technicien
Fortin, R. : technicien
Geoffroy, M. : technicienne
Grondin, R. : technicien
Morin, R. : technicien
Veilleux, B. : technicien

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier bien sincèrement les personnes suivantes pour leur précieuse collaboration apportée à la réalisation de ce rapport:

- M. Couture et L. Louchard, du Ministère des Richesses naturelles, Direction générale des Eaux, Service de l'aménagement hydraulique, qui ont été un lien précieux entre ce Ministère et l'INRS-Eau;

- A. Rousseau, professeur à l'INRS-Eau, L. Rousseau, directeur de l'INRS-Eau et M. Slivitzky, premier directeur de l'INRS-Eau, pour leur apport scientifique à la réalisation de ce projet;

- F. Hamel, secrétaire, A. Parent, dessinateur, L. Raymond, secrétaire et V. Tremblay, secrétaire, pour leur support technique;

- P. Auger, M.P. Lamontagne et J. Lopez, du Ministère des Richesses naturelles, Direction générale des Eaux, Service de la qualité des eaux, les deux premiers dans leur rôle de consultant, et le dernier pour avoir collaboré à l'analyse des échantillons d'eau;

- Y. Pagé, consultant, G. Longpré et M. Faucher, ces deux derniers participant à l'analyse des échantillons d'eau, du Ministère des Affaires sociales;

- B. Rochefort et M. Tabi, du Ministère de l'Agriculture du Québec, pour la réalisation des analyses pédologiques;

- A. Gagnon, du Ministère de l'Industrie et du Commerce, Section des pêches, pour avoir mis à notre disposition une de leurs chambres froides;

- F. Hamel, surintendant de l'usine de filtration de Victoriaville.

RESUME

Lors de l'aménagement de petits réservoirs d'alimentation en eau potable, on procède souvent à un décapage des sols qui seraient inondés, afin d'atténuer l'effet de leur dégradation sur la qualité de l'eau emmagasinée. Les conséquences que pourrait avoir une telle opération ont été étudiées dans le cas du futur réservoir de Victoriaville sur la rivière Bulstrode.

L'échantillonnage et l'analyse des sols de la cuvette du futur réservoir ont permis l'identification de quatre types majeurs de sols. Pour chaque sol ainsi identifié, deux types d'échantillon furent prélevés, l'un correspondant à la couche superficielle (0-10 cm) et l'autre représentant une couche intermédiaire (30-40 cm). Chaque type d'échantillon fut immergé durant une période de 60 à 120 jours dans de l'eau provenant de la rivière Bulstrode, et l'évolution de la qualité de l'eau sus-jacente fut suivie. De telles études, conduites en laboratoire dans des conditions contrôlées de température, d'oxygène dissous et de lumière, furent complétées par une série d'expériences effectuées sur le site même du réservoir dans des bassins artificiels soumis aux conditions climatiques naturelles. L'efficacité du décapage a été évaluée en fonction de son influence sur la qualité physico-chimique, la fertilité et la toxicité des diverses eaux sus-jacentes.

Le décapage a pour effet immédiat de réduire, voire même d'éliminer, dans certains cas, les effets du sol immergé sur l'eau sus-jacente. Les concentrations des éléments nutritifs (C, N, P) ainsi que l'activité biologique (ex.: phytoplancton, bactéries hétérotrophes) sont particulièrement sensibles à l'influence du décapage, étant toutes les deux accrues dans les milieux renfermant du sol non décapé. Le taux de stabilisation de ces derniers milieux, défini comme la vitesse à laquelle la qualité globale de l'eau sus-jacente s'améliore et se rapproche de celle des milieux décapés, dépend des conditions environnementales (température, oxygénation, lumière). Dans les expériences conduites au laboratoire dans l'obscurité et avec une aération continue, favorisant ainsi une activité hétérotrophe dominante, les effets du décapage sont de durée assez courte; pour les expériences effectuées sur le terrain dans les conditions climatiques naturelles, permettant l'activité concomitante d'organismes hétérotrophes et photoautotrophes, les effets du décapage persistent beaucoup plus longtemps (> 1 année).

L'analyse des effets du décapage, et l'étude des relations entre les propriétés des sols immergés et leurs effets sur l'eau sus-jacentes, ont permis de dégager des recommandations précises relativement à la préparation du site du réservoir de Victoriaville (voir pp. iii-v), et de formuler une méthode générale pour l'analyse des problèmes biolimnologiques que créent les aménagements de ce genre (voir pp. 293-295).

MOTS-CLES: réservoir / eau potable / sol immergé / décapage / qualité de l'eau / phytoplancton / bactéries / poissons autochtones / *Notropis cornutus* / bioessai / productivité primaire / respiration communautaire / potentiel de fertilité.

KEY WORDS: reservoir / drinking water / topsoil / submersion / stripping / water quality / phytoplankton / bacteria / autochthonous fish / *Notropis cornutus* / bioassay / primary productivity / community respiration / algal assay.

Référence: Campbell, P.G., Bobée, B., Caillé, A., Demalsy, M.J., Demalsy, P., Sasseville, J.L., Visser, S.A., Couture, P., Lachance, M., Lapointe, R., Talbot, L. (1976). *Effets du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau emmagasinée: élaboration d'une méthode d'étude et application au réservoir de Victoriaville (rivière Bulstrode, Québec)*. INRS-Eau, rapport scientifique no 37, 304 p., 3 appendices. (Pour le Ministère des Richesses naturelles, Québec).

A: Réservoir destiné à servir pour l'approvisionnement en eau de la ville de Victoriaville

- *afin de ralentir la transformation du réservoir en marécage, assurer dans tout le réservoir une profondeur minimum de six pieds (2 m);*
- *enlever les deux dépôts marécageux à proximité de la prise d'eau;*
- *brûler toute la végétation qui reste dans la cuvette, afin d'atténuer la demande benthique en oxygène et par conséquent minimiser le développement de conditions anaérobies localisées;*
- *en ce qui concerne la partie sud-est du réservoir, qui constitue une zone morte potentielle, minimiser les conséquences en effectuant l'un ou l'autre des travaux suivants:*
 - a) *construire une digue pour empêcher que le réservoir inonde cette superficie;*
 - b) *assurer une circulation dans cette zone en introduisant de l'eau de la rivière dans l'extrémité sud-est du réservoir (canalisation - voir figure 4-3);*
- *effectuer le premier remplissage lors de la crue du printemps pour permettre un lessivage/vidange efficace;*
- *prévoir au moins deux autres vidanges, à environ cinquante jours d'intervalle ($\geq 50j$), avant la fin de l'automne, pour préparer la première réserve hivernale;*
- *se munir de l'équipement nécessaire pour aérer les zones non-décapées du réservoir éventuel;*
- *prévoir l'adaptation du procédé de traitement des eaux à la nouvelle qualité de l'eau brute;*

- *instaurer une politique de contrôle des déchets agricoles dans le bassin versant en amont du réservoir;*
- *élaborer un programme de lutte contre les algues microscopiques nuisibles.*

B Réservoir à fins multiples

- *effectuer un décapage complet de la cuvette du réservoir;*
- *afin de ralentir la transformation du réservoir marécage, assurer dans tout le réservoir une profondeur minimum de six pieds (2 m);*
- *pour minimiser la superficie qui sera exposée par les fluctuations normales du niveau d'eau dans le réservoir, assurer une pente uniforme et aussi raide que possible (3:1);*
- *en ce qui concerne la partie sud-est du réservoir (celle qui, malgré sa stagnation inhérente, est susceptible de servir comme zone récréative importante), entreprendre les travaux suivants:*
 - a) *creuser jusqu'à la profondeur minimum recommandée;*
 - b) *épandre du gravier et du sable;*
 - c) *assurer une circulation dans cette zone en introduisant de l'eau de la rivière dans l'extrémité sud-est du réservoir (canalisation - voir figure 4-4);*
- *s'assurer de la destruction des barrages déjà existant en amont de Victoriaville, afin de permettre la prolifération normale d'une faune migratoire dans le réservoir; envisager l'implantation de nouvelles espèces piscicoles sportives;*
- *effectuer le premier remplissage lors de la crue du printemps pour permettre un lessivage/vidange efficace;*
- *prévoir au moins deux autres vidanges, à environ cinquante jours d'intervalle ($\geq 50j$), avant la fin de l'automne, pour préparer la première réserve hivernale;*
- *instaurer une politique de contrôle des déchets agricoles dans le bassin versant en amont du réservoir.*

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
Chapitre 1. INTRODUCTION	1
1.1 Réservoirs: généralités	2
1.2 Effets des réservoirs sur le milieu	2
1.3 Préparation du site d'un réservoir - revue de la littérature	6
1.4 Préparation du site d'un réservoir - options possibles	31
 Chapitre 2. CARACTERISATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE BULSTRODE	 33
2.1 Description des données disponibles	34
2.1.1 Géographie - utilisation du territoire	34
2.1.2 Météorologie, climatologie	35
2.1.3 Hydrologie	35
2.1.4 Hydrochimie	36
2.2 Résultats et discussion	38
2.2.1 Géographie - utilisation du territoire	38
<i>Bassin versant</i>	38
<i>Site du réservoir</i>	42
2.2.2 Météorologie, climatologie	44
<i>Climat</i>	44
<i>Bilan énergétique</i>	50
2.2.3 Hydrologie	54
2.2.4 Hydrochimie	60
<i>Eaux atmosphériques</i>	60
<i>Eaux de rivière</i>	66
<i>Bilan hydrochimique en rivière</i>	79
 Chapitre 3. ETUDE DU DECAPAGE	 82
3.1 Approche générale	83
3.2 Protocole expérimental	85

	<u>Page</u>
3.2.1 Pédologie	85
3.2.2 Comportement des différents sols après immersion - étude en laboratoire: évolution de la qualité de l'eau de la rivière mise en contact avec les dif- férents sols	88
3.2.3 Comportement des différents sols après immersion - bassins expérimentaux sur le terrain: évolution de la qualité de l'eau de la rivière mise en con- tact avec les différents sols	93
<i>Qualité physico-chimique</i>	94
<i>Potabilité</i>	95
<i>Microbiologie</i>	95
<i>Fertilité</i>	97
<i>Toxicité</i>	100
3.3 Résultats et discussion	103
3.3.1 Pédologie	103
<i>Caractéristiques physico-chimiques des sols inondés et classification</i>	103
<i>Cartographie des sols</i>	106
<i>Efficacité apparente du décapage</i>	111
<i>Caractéristiques pédologiques des sols étudiés</i>	111
3.3.2 Qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes - évolution	118
A. Evolution de la qualité physico-chimique de l'eau des bacs expérimentaux (étude en laboratoire)	
<i>Conditions aérobies (25°C)</i>	118
<i>Conditions aérobies (1°C)</i>	126
<i>Conditions anaérobies (25°C)</i>	127
<i>Conditions anaérobies (1°C)</i>	136
B. Evolution de la qualité physico-chimique de l'eau des bassins expérimentaux (étude sur le terrain)	
<i>Concentrations cumulatives</i>	141
<i>Evolution temporelle</i>	147
3.3.3 Qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes - analyse statistique	158
A. Données des bacs expérimentaux - analyse de variance	

	<u>Page</u>
<i>Aspects généraux de la méthode</i>	162
<i>Résultats</i>	163
B. Données des bassins expérimentaux - analyse de variance	
<i>Aspects généraux</i>	170
<i>Résultats</i>	170
<i>Conclusion</i>	185
3.3.4 Potabilité de l'eau des bassins expérimentaux	177
<i>Considérations générales</i>	177
<i>Indice de potabilité</i>	181
3.3.5 Microbiologie	184
<i>Analyse des sols avant immersion</i>	184
<i>Bacs expérimentaux</i>	186
<i>Bassins expérimentaux</i>	188
<i>Bassins expérimentaux, productivité microbienne</i>	188
3.3.6 Fertilité de l'eau des bassins expérimentaux	201
A. Potentiel de fertilité	201
B. Production primaire, phytoplancton	204
C. Dynamique des populations de phytoplancton	210
<i>Nombre total d'algues</i>	210
<i>Les algues dominantes</i>	217
<i>L'implication sur la qualité de l'eau</i>	231
3.3.7 Toxicité de l'eau des bassins expérimentaux	235
 Chapitre 4. SYNTHESE ET DISCUSSION	 238
4.1 Résumé et synthèse des principaux résultats	239
4.2 Productivité biologique du futur réservoir	245
4.2.1 Généralités	245
4.2.2 Substances nutritives: échanges sol-eau	246
4.2.3 Substances nutritives: disponibilité biologique	254
<i>Organismes autotrophes</i>	254
<i>Organismes hétérotrophes</i>	257
4.2.4 Comportement biologique du futur réservoir	259
4.3 Conclusions et recommandations	266

	<u>Page</u>
Chapitre 5. GENERALISATION DES RESULTATS	274
5.1 Relations inter-paramètres	275
5.1.1 Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur les eaux sus-jacentes (bassins ex- périmentaux)	275
5.1.2 Comparaison du comportement des sols après immersion en laboratoire (bacs expérimentaux) et sur le terrain (bassins expérimentaux)	281
5.1.3 Discussion	284
5.2 Recommandations globales pour les futures études de réservoir	293
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	296
APPENDICE 1 CLIMATOLOGIE	
1. Conditions climatiques prévalant à Victoriaville durant la période de juillet à octobre 1973	
2. Bilan énergétique	
APPENDICE 2 PHYSICO-CHIMIE, ASPECTS STATISTIQUES	
1. Analyse statistique des données physico-chimiques	
2. Test d'égalité de deux moyennes et de deux variances	
APPENDICE 3 HYDROCHIMIE	

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
1.1 Création d'un réservoir - Effets sur le milieu aquatique local	3
1.2 Durée de la période de stabilisation de nouveaux réservoirs	7
1.3 Résumé des principales caractéristiques du réservoir Hanson	14
1.4 Résumé des principales caractéristiques du réservoir J. Percy Priest	17
1.5 Apports autochtones provenant du fond du réservoir J. Percy Priest	19
1.6 Expériences d'immersion de divers substrats - Résumé des observations qualitatives de Maystrenko et Denisova (1972)	21
1.7 Impact potentiel sur la qualité de l'eau d'un réservoir des divers composants de la cuvette	23
1.8 Prévision des concentrations moyennes annuelles en substances organiques et biogénétiques dans trois réservoirs russes	24
1.9 Description des sols dont l'immersion a été étudiée par Keup et al. (1970)	26
1.10 Résumé des principales caractéristiques du réservoir Blackstrap	28
1.11 Description des sols dont l'immersion a été étudiée par Davis et al. (1972)	30
1.12 Compilation de recommandations pratiques quant à la préparation du site d'un réservoir	32
2.1 Bassin versant de la rivière Bulstrode - Utilisation du sol	40
2.2 Bassins versants des rivières Bulstrode et Yamaska - Densité de production des substances nutritives (N,P) sur le territoire	41
2.3 Composantes du bilan énergétique pour le réservoir et les bassins expérimentaux pour une journée typique ensoleillée d'été	51
2.4 Températures maximales, minimales et moyennes enregistrées dans les bassins expérimentaux aux mois de juillet, août et septembre 1973	53
2.5 Débits mensuels moyens de la rivière Bulstrode (1967-1971), et variation mensuelle du temps de séjour des eaux dans le futur réservoir à Victoriaville	55

2.6a	Débits minimums garantis de la rivière Bulstrode	57
2.6b	Débits maximums journaliers de la rivière Bulstrode	57
2.7	Composition physico-chimique des précipitations à Victoria-ville et à Pittsburg, N.H.	61
2.8	Composition physico-chimique de l'eau de la rivière Bulstrode	67
2.9	Classification des paramètres en fonction de leur coefficient de variation	69
2.10	Corrélations avec le débit des paramètres physico-chimiques mesurés sur la rivière Bulstrode	71
2.11	Bilan hydrochimique de la rivière Bulstrode pour l'été 1973 (juillet, août, septembre)	81
3.1	Description des principaux thèmes de l'étude de l'impact du décapage sur la qualité de l'eau du réservoir Victoriaville	84
3.2	Bacs expérimentaux en laboratoire - Résumé des conditions expérimentales	90
3.3	Analyses physico-chimiques effectuées sur l'eau des bacs expérimentaux	92
3.4	Analyses physico-chimiques effectuées sur l'eau des bassins expérimentaux	96
3.5	Description des quatre bassins expérimentaux servant aux bio-essais	102
3.6	Classification des sols selon leur rapport carbone sur azote (C/N), leur indice en matière organique (CxN), et leur granulométrie	104
3.7	Efficacité apparente du décapage des différentes aires identifiées à partir du rapport carbone sur azote	112
3.8	Efficacité apparente du décapage des différentes aires identifiées à partir de l'indice en matière organique (OSI)	113
3.9	Caractéristiques pédologiques des échantillons de sol dont le comportement après immersion a été étudié en laboratoire	116
3.10	Caractéristiques pédologiques des échantillons de sol prélevés à proximité des endroits où le sol avait été excavé pour être immergé dans les bassins expérimentaux	117
3.11	Bacs expérimentaux - Influence du décapage sur les concentrations cumulatives observées dans les conditions aérobies (25°C)	124

3.12	Bacs expérimentaux - Impacts relatifs du décapage dans les conditions aérobies (25 ⁰ C)	125
3.13	Bacs expérimentaux - Influence du décapage sur les concentrations finales atteintes dans les conditions anaérobies (25 ⁰ C)	137
3.14	Bacs expérimentaux - Influence du décapage sur les concentrations cumulatives observées dans les conditions anaérobies (25 ⁰ C)	138
3.15	Bacs expérimentaux - Impacts relatifs du décapage dans les conditions anaérobies (25 ⁰ C)	139
3.16	Bassins expérimentaux - Comparaison des concentrations cumulatives après 117 jours	142
3.17	Bassins expérimentaux - Classement des sols non-décapés selon leur influence sur l'eau sus-jacente	144
3.18	Bassins expérimentaux - Efficacité du décapage pour les divers sols étudiés	145
3.19	Bassins expérimentaux - Impact relatif du décapage pour les divers sols étudiés	146
3.20	Nombre de valeurs mesurées durant la période de stabilité utilisée pour l'analyse statistique des données physico-chimiques des bacs expérimentaux	159
3.21	Nombre de valeurs mesurées durant la période de stabilité et utilisées pour l'analyse statistique des données physico-chimiques des bassins expérimentaux	160
3.22	Données physico-chimiques des bacs expérimentaux - Résultats de l'analyse de variance	166
3.23	Données physico-chimiques des bassins expérimentaux - Résultats de l'analyse de variance	171
3.24	Estimation des paramètres de modèles d'analyse de variance - Bassins expérimentaux	172
3.25	Estimation des paramètres de modèles logarithmiques d'analyse de variance - Bassins expérimentaux	176
3.26	Caractéristiques physico-chimiques importantes des eaux brutes (bassins expérimentaux ou rivières) et des eaux traitées au filtre pilote de l'usine de filtration de Victoriaville	178
3.27	Normes canadiennes pour l'eau potable	179
3.28	Indices de potabilité de l'eau des bassins expérimentaux après traitement au filtre pilote de l'usine de filtration de Victoriaville	183

3.29	Analyses microbiologiques des quatre types de sols	185
3.30	Microflore totale mesurée dans les bacs expérimentaux aérobies à la fin de la période d'immersion	187
3.31	Bassins expérimentaux - Changement dans le temps du nombre de microorganismes	190
3.32	Comparaison entre les eaux et les sédiments des bassins expérimentaux en ce qui concerne le plus grand nombre moyen (LMG) des microorganismes	191
3.33	Bassins expérimentaux - Groupe de microorganismes actifs dans le cycle de l'azote et présents en nombre moyen (LMG) minimum ou maximum	192
3.34	Comparaison entre l'eau des bassins expérimentaux et l'eau de la Bulstrode (bassins témoins) en ce qui concerne le plus grand nombre moyen (LMG) des microorganismes	194
3.35	Bassins expérimentaux - Comparaison entre les milieux décapés et non-décapés en ce qui concerne le plus grand nombre moyen (LMG) des microorganismes	195
3.36	Les sites où se retrouvent le nombre minimum et maximum des différents groupes de microorganismes présents dans les bassins expérimentaux, basé sur le nombre moyen (LMG) des microbes dénombrés pendant la durée de l'expérience	196
3.37	Bassins expérimentaux - Distribution des coliformes et coliformes fécaux dans l'eau sus-jacente	197
3.38	Bassins expérimentaux - Concentrations en oxygène dissous mesurées dans les eaux sus-jacentes	199
3.39	Bassins expérimentaux - Demandes benthiques en oxygène	200
3.40	Résultats des mesures du potentiel de fertilité (bassins expérimentaux; rivière Bulstrode; rivière Yamaska)	202
3.41	Facteur (s) chimique (s) pouvant limiter la fertilité de l'eau des bassins expérimentaux (sol 3)	205
3.42	Bassins expérimentaux - Production primaire "in situ"	208
3.43	Facteur (s) chimiques (s) pouvant limiter la production primaire "in situ" (sol 3)	209
3.44	Bassins expérimentaux - Influence du décapage sur le développement du phytoplancton	211

3.45	Bassins expérimentaux - Influence des sols sur le développement du phytoplancton	211
3.46	Bassins expérimentaux - Groupes d'algues les plus importants	219
3.47	Bassins expérimentaux - Groupes d'algues les plus importants	220
3.48	Bassins expérimentaux - Groupes d'algues les plus importants	222
3.49	Bassins expérimentaux - Groupes d'algues les plus importants	224
3.50	Bassins expérimentaux - Groupes d'algues les plus importants	226
3.51	Nombres maxima de quelques algues suspectes dans les différents bassins au cours de la période expérimentale	232
3.52	Caractéristiques des poissons récupérés des bassins expérimentaux	236
3.53	Concentrations cumulatives après 75 jours d'expérience dans les bassins expérimentaux servant aux bio-essais	237
4.1	Caractérisation du bassin versant de la rivière Bulstrode et du site du futur réservoir de Victoriaville - Synthèse des principaux résultats présentés aux chapitres 2 et 3	241
4.2	Etudes d'immersion des sols de la cuvette du réservoir - Synthèse des principaux résultats présentés au chapitre 3	242
4.3	Schéma sommaire des événements suivant l'inondation d'un sol (conditions aérobies dans l'eau sus-jacente)	248
4.4	Bassins expérimentaux - Bilans journaliers moyens pour l'échange de substances nutritives entre les sols immergés et l'eau sus-jacente	250
4.5	Comparaison des taux d'échange observés dans les bassins expérimentaux avec ceux trouvés dans la littérature	251
4.6	Réservoir Victoriaville - Contributions relatives en substances nutritives (période estivale humide)	252
4.7	Réservoir Victoriaville - Contributions relatives en substances nutritives (période estivale sèche)	254
4.8	Détermination du facteur chimique pouvant limiter la fertilité de l'eau de la rivière Bulstrode	256
4.9	Bassins expérimentaux - Influences des sols sur le développement de la microflore totale	260
4.10	Comparaison des valeurs de potentiel de fertilité mesurées dans les bassins expérimentaux avec celles mesurées dans le milieu	262

4.11	Enumération des différences importantes entre les bassins expérimentaux et le futur réservoir	263
5.1	Caractéristiques pédologiques des échantillons de sols prélevés à proximité des endroits où le sol avait été excavé pour être immergé dans les bassins expérimentaux	276
5.2	Relations entre les propriétés physico-chimiques des sols immergés et leurs effets sur les eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux - Résumé des corrélations étudiées	277
5.3	Relations entre le comportement des sols après immersion en laboratoire et leurs effets sur les eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux - Résumé des corrélations étudiées	282
5.4	Analyses à faire sur les sols présents dans la cuvette d'un réservoir projeté	288
5.5	Résumé des recommandations globales pour les futures études de réservoir	294

LISTE DES FIGURES

1.1a	Evolution temporelle après la création d'un réservoir. Paramètres: productivité (bactéries, phytoplancton, zooplanc- ton, poisson); couleur	5
1.1b	Evolution temporelle après la création d'un réservoir. Paramètre: oxygène dissous	5
1.2	Influence d'un nouveau réservoir sur la couleur de l'eau emmaga- sinée	9
2.1	Bassin versant de la rivière Bulstrode	37
2.2	Rivière Bulstrode - site du barrage de Victoriaville - carte bio-géographique	43
2.3	Régime annuel de la précipitation totale, de la pluie, de la neige et de la fraction nivale	45
2.4	Fréquence de dépassement des fortes pluies (+ de 1.5")	47
2.5	Régime annuel de l'évaporation potentielle, de l'évapotranspi- ration potentielle et de la précipitation	48
2.6	Variation hebdomadaire de la précipitation, évaporation du bac de classe A, température moyenne et rayonnement	49
2.7	Débits moyens mensuels. Station 030104 (R. Bulstrode 1967-1971)	56
2.8	Variation des débits journaliers moyens de la rivière Bulstrode pour la période du 1 juin au 20 octobre 1973 (station hydromé- trique 030104)	59
2.9	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de Ca, Mg, Na et K dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	62
2.10	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de N-NO ₂₋₃ , N-org et N-NH ₄ dans les eaux de précipitation de Vic- toriaville au cours de l'été 1973	63
2.11	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de Cl et SO ₄ dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	64
2.12	Variation hebdomadaire des concentrations et des charges de SiO ₂ et de Fe dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973	65

2.13	Concentration des nitrates en fonction du débit (station INRS-Eau, rivière Bulstrode, été 1973)	72
2.14	Evolution des concentrations des différentes formes d'azote dans l'eau de la rivière Bulstrode pendant l'été 1973	73
2.15	Episodes hydrologiques durant lesquels s'est déroulée l'étude de l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode au cours de l'été 1973	75
2.16	Qualité de la rivière Bulstrode - évolution spatio-temporelle de la conductivité	76
2.17	Qualité de la rivière Bulstrode - évolution spatio-temporelle des éléments nutritifs (nitrates et phosphates)	77
2.18	Qualité de la rivière Bulstrode - évolution spatio-temporelle du fer et du manganèse (formes solubles)	78
3.1	Schéma des strates de sol échantillonnés	86
3.2	Appareillage utilisé pour l'étude d'un sol immergé: unité d'humidification, débitmètre, distributeur, bac expérimental	89
3.3	Classification des sols décapés en fonction de leur granulométrie	105
3.4	Carte pédologique préliminaire de la cuvette du réservoir projeté	107
3.5	Cartographie des sols non-décapés en fonction du rapport carbone - azote	108
3.6	Cartographie des sols non-décapés en fonction de l'indice de qualité O.S.I.	109
3.7	Cartographie des sols décapés selon leur granulométrie	110
3.8	Localisation des sites d'échantillonnage pour les quatre sols dont l'immersion a été étudiée	115
3.9	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, non-décapé, série 01-25	120
3.10	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, décapé, série 01-25	121
3.11	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Bac témoin, série 01-25	122
3.12	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, non-décapé, série 01-01	128
3.13	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, décapé, série 01-01	129

3.14	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Bac témoin, série 01-01	130
3.15	Bacs expérimentaux - évolution de la concentration en manganèse. Sol 2, série 00-25, anaérobie	132
3.16	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, non-décapé, série 00-25	133
3.17	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Sol 2, décapé, série 00-25	134
3.18	Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote. Bac témoin, série 00-25	135
3.19	Bassins expérimentaux - évolution du pH, effet du décapage (sol 2)	148
3.20	Bassins expérimentaux - évolution de l'alcalinité, effet du décapage (sol 2)	149
3.21	Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en azote ammoniacal, effet du décapage (sol 2)	151
3.22	Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en N-org, effet du décapage (sol 2)	152
3.23	Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en manganèse et en fer, effet du décapage (sol 2)	153
3.24	Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en sulfate, effet du décapage (sol 2)	155
3.25	Evolution du potentiel de fertilité de l'eau des bassins expérimentaux, sol 3	203
3.26	Comparaison du potentiel de fertilité de l'eau des divers bassins expérimentaux après 92 jours (le 5 octobre 1973)	206
3.27	Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (sol 1)	212
3.28	Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (sol 2)	213
3.29	Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (sol 3)	214
3.30	Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (sol 4)	215
3.31	Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues (milieu témoin)	216

4.1	Comparaison du potentiel de fertilité de l'eau des divers bassins expérimentaux après 92 jours (le 5 octobre 1973)	255
4.2	Productivité primaire relative de macrophytes émergents, de macrophytes immergés, d'algues attachées et de phytoplancton dans des écosystèmes lacustres de fertilité croissante	264
4.3	Carte topographique de la cuvette du réservoir de Victoria-ville (tiré du plan no R-7730-2-R du Service de génie Hydraulique du MRN, 1974)	266
5.1	Liens possibles entre les différents types de données disponibles	274
5.2	Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux	279
5.3	Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur les teneurs en fer et en manganèse des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux	280
5.4	Relations entre le comportement des sols après immersion en laboratoire et leurs effets sur la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux	283
5.5	Relations entre le comportement des sols après immersion en laboratoire et leurs effets sur les teneurs en fer et en manganèse des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux	285
5.6	Relations entre la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux et la concentration cumulative en azote ammoniacal (A) et la demande benthique en oxygène (B)	290

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 RESERVOIRS: GENERALITES

La régularisation de l'écoulement des cours d'eau par création de "lacs de barrage" constitue l'un des principaux types d'aménagement hydraulique possibles. Les réservoirs ainsi créés, avec leurs canaux d'adduction d'eau, permettent d'optimiser la distribution de l'écoulement dans le temps et dans l'espace. Parmi les nombreuses utilisations potentielles, mentionnons:

- le contrôle des inondations;
- la production de l'hydro-électricité;
- l'alimentation en eau (fins domestiques, industrielles ou agricoles);
- la récréation;
- l'établissement de pêcheries commerciales;
- l'exploitation des voies intérieures navigables;
- l'augmentation du débit d'étiage (amélioration de la qualité de l'eau en aval du réservoir durant les périodes hydrologiques critiques).

Il s'ensuit que ces lacs artificiels constituent "la base de l'utilisation rationnelle des ressources en eau" (Avakian et Fortunatov, 1972).

1.2 EFFETS DES RESERVOIRS SUR LE MILIEU

Considérons maintenant les effets, nuisibles ou bénéfiques, que peut avoir la création d'un barrage-réservoir. Un tel aménagement implique nécessairement la retenue d'eaux courantes de même que la submersion d'une région terrestre; ces deux actions ont des effets complexes, d'ordre physique, chimique ou biologique, sur le milieu fluvial original. Le tableau 1-1 donne en résumé les principaux effets de ce genre rapportés dans la littérature scientifique (Love, 1961; Symons et al., 1966).

TABEAU 1-1: CREATION D'UN RESERVOIR - EFFETS SUR LE MILIEU AQUATIQUE LOCAL

Effets physiques:

- | | |
|---------------|--|
| morphologie | - profondeur, largeur augmentent. |
| hydraulique | - vitesse, courants, turbulence, mélange, ré-aération ... diminuent. |
| température | - stratification thermique possible;
- fluctuation thermique journalière amortie;
- cycle saisonnier décalé et amorti. |
| sédimentation | - turbidité diminue;
- nature et morphologie du fond changent (sédimentation sélective de l'amont à l'aval du réservoir);
- eaux plus 'érosives' en aval du réservoir. |

Effets chimiques:

- | | |
|--|--|
| oxygène dissous | - diminue, surtout vers le fond. |
| couleur | - augmente (Love, 1961) ou diminue (Love, 1961; Gjessing et Sandal, 1968). |
| ions majeurs | - variations saisonnières amorties; |
| minéralisation globale, solide des dissous | - teneur augmente (Denisova et al., 1972) <u>ou</u> diminue (Soltero et al., 1973); |
| Mn, Fe | - augmente (Love, 1961 - surtout dans conditions anaérobies) <u>ou</u> diminue (Soltero et al., 1973). |
| CO ₂ , alcalinité | - augmente, surtout vers le fond. |
| N _T | - augmente (Rodhe, 1964; Akensova, 1972) <u>ou</u> diminue (Soltero et al., 1973). |
| P _T | - diminue (Soltero et al., 1973). |
| C _{org} | - fraction soluble, ~ constante; fraction en suspension, diminue (Soltero et al., 1973). |

Effets biologiques:

- | | |
|--------------------------------------|---|
| productivité globale | - augmente, du moins au début. |
| composition des diverses populations | - change remarquablement (formes lotiques → formes lacustres). |
| phytoplancton | : diatomés, chlorophycées → cyanophycées (Rzoska, 1966; Akensova, 1972); formes petites → formes grandes (Rhode, 1964). |
| zooplancton | : formes rhéophiles → rotifères → crustacées (Rzoska, 1966; Spear, 1966). |
| bactéries | : colibacilles diminuent. |

Effets divers:

- problèmes d'odeurs et de goûts trop marqués (Allen, 1960);
perturbations socio-économiques dans le territoire environnant (Lagler, 1969).

L'étude de ce tableau révèle qu'il existe des tendances générales en ce qui concerne les changements physiques et biologiques provoqués par l'emmagasiner des eaux courantes (p.ex. turbulence et turbidité diminuées; sédimentation et productivité biologique accrues). Par contre, il n'en va pas de même de la plupart des effets chimiques. Exception faite de la diminution habituelle de la teneur en oxygène dissous, les effets chimiques sont davantage reliés aux caractéristiques particulières du réservoir (p.ex. temps de renouvellement, morphologie, régime thermique, végétation inondée, etc...), et diffèrent souvent d'un réservoir à l'autre. C'est plutôt le comportement biologique qui, en intégrant les nombreux changements physiques et chimiques, constitue l'indice le plus sensible aux conséquences de la création d'un réservoir (Rodhe, 1964). Il importe de noter, cependant, que ces effets ne représentent que des indications qualitatives de ce qui pourrait se produire à la suite d'un tel aménagement; la formulation de prévisions quantitatives pose de sérieux problèmes (Symons et al., 1966).

Les effets indiqués au tableau 1-1 se font davantage sentir pendant les premières années d'existence d'un réservoir et tendent par la suite à diminuer. Pour l'ingénieur, il s'agit du vieillissement progressif du réservoir, de sa "stabilisation"; pour le biologiste, c'est l'évolution de l'équilibre des échanges, initialement instable, vers un système lacustre caractérisé par des transferts (échanges) de matière et d'énergie plus diversifiés:

- lessivage des sols submergés;
- envasement ("siltation");
- décomposition de la matière organique (sol et végétation);
- colonisation par de nouvelles espèces;
- compétition inter-spécifique/réajustement écologique.

Les figures 1-1a et 1-1b donnent des exemples idéalisés de ce processus de vieillissement, tirés de la littérature scientifique (Wilroy et Ingols, 1964; Lowe-McConnell, 1971). Notons que l'ordonnée, de même que l'échelle

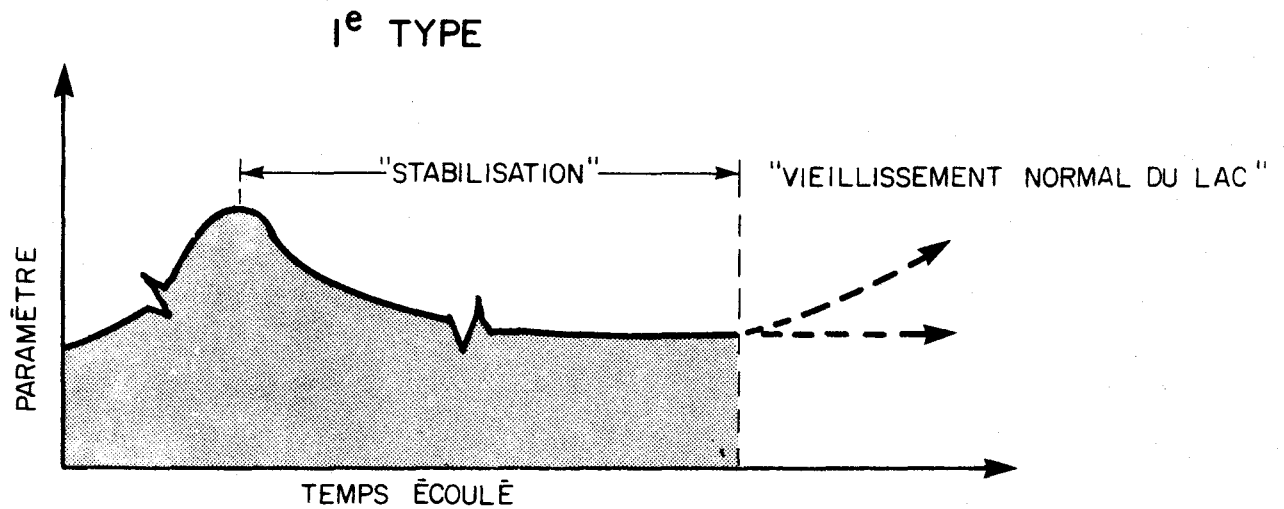


Fig. I- la : Évolution temporelle après la création d'un réservoir .

Paramètres : productivité (bactéries, phytoplancton ,
zooplancton , poisson) ; couleur .

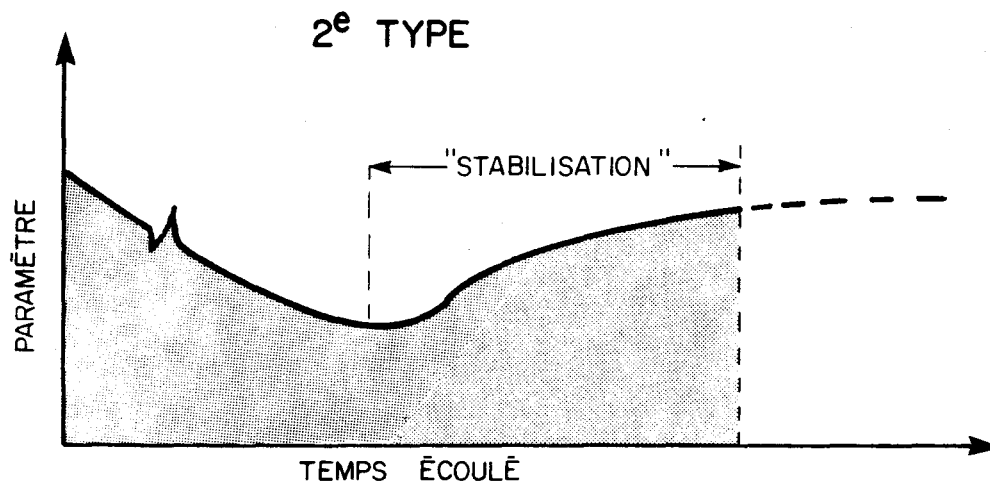


Fig . I- I b : Évolution temporelle après la création d'un réservoir .

Paramètre : oxygène dissous .

du temps, sont sans dimension; cette dernière pourrait être plus ou moins comprimée selon les conditions ambiantes qui prévalent (notamment le climat ainsi que le temps de renouvellement). Le tableau 1-2 présente quelques estimations de la durée de la période de "stabilisation", telle que définie dans les figures 1-1a et 1-1b. Dans cette compilation, on peut noter l'absence complète de données portant sur les réservoirs du Québec, et même du Canada; du point de vue climatique, les chiffres les plus adéquats sont probablement ceux proposés par les chercheurs russes. Quant à l'ordonnée dans les figures 1-1a et 1-1b, c'est-à-dire l'amplitude des phénomènes qui y sont illustrés, il n'existe pas de données quantitatives que l'on pourrait transposer au Québec.

1.3 PREPARATION DU SITE D'UN RESERVOIR - revue de la littérature

Malgré le manque de données quantitatives, il faut néanmoins tenter de répondre à la question suivante: comment pourrait-on par la préparation du site d'un réservoir, atténuer les effets nuisibles énumérés au tableau 1-1, et améliorer ainsi la qualité du réservoir pendant sa période de stabilisation? Dans le cas des petits réservoirs d'alimentation en eau qui font l'objet de ce rapport, l'aménagement du site avant l'inondation comporte souvent le décapage des sols qui seront submergés. Le décapage consiste à enlever la couche superficielle des sols, la couche arable, celle qui contient plus de 2% de matière organique (Fair et al., 1966). Cette opération implique des coûts importants; à titre d'exemple, dans le cas du barrage-réservoir à Victoriaville, les coûts du décapage ont été fixés à environ \$ 600,000, soit une augmentation de 44% du coût de construction du barrage (cote 425).

L'expérience nord-américaine dans ce domaine date du dix-neuvième siècle, à une époque où les besoins en eau de la population croissante de la Nouvelle-Angleterre nécessitaient la construction de plusieurs barrages-réservoirs. A cette époque, les villes s'alimentaient directement à partir de nouveaux réservoirs, sans traitement ou filtration préalables; cette situa-

TABEAU 1-2 : DUREE DE LA PERIODE DE STABILISATION DE NOUVEAUX RESERVOIRS¹ (voir figures 1-1a et 1-1b).

<u>Région</u>	<u>Paramètre</u>	<u>Durée</u>	<u>Référence</u>
Connecticut, E.U.	couleur, odeur, N _{org} , organismes	3-10 ans (6 en moy) 1-38 ans (13 en moy)	Stearns, 1917
Connecticut, E.U.	couleur	3-10 ans (6 en moy)	Saville, 1925
Nouvelle-Angleterre, E.U.	couleur, plancton	8-10 ans	Whipple, 1914
New-Jersey, E.U.	couleur, Fe, CO ₂	7 ans	Purcell, 1939
Etats-Unis	couleur, Fe, CO ₂	10-15 ans	Fair et al., 1966
Russie <50°N	productivité biologique	6-10 ans	Lapitsky, 1966
Russie >50°N	productivité biologique	25-30 ans	Lapitsky, 1966
Pays tropicaux	productivité biologique	<10 ans	Lowe-McConnell, 1971
Pays chauds tempérés	productivité biologique	10-15 ans	Lowe-McConnell, 1971
Pays froids tempérés	productivité biologique	25-30 ans	Lowe-McConnell, 1971

¹ Réservoirs non décapés

tion a fait naître une préoccupation particulière pour la "qualité" de l'eau emmagasinée, et plus particulièrement du point de vue de ses propriétés les plus facilement observables comme la transparence, la couleur, l'odeur et le goût. Les premiers chercheurs s'intéressèrent donc davantage aux effets de l'emmagasinage sur ces paramètres, et en particulier à ses conséquences sur la couleur de l'eau.

Le stockage de l'eau à ciel ouvert dans les retenues d'eau naturelles (p.ex. lacs, étangs) s'était avéré efficace pour réduire la couleur des affluents¹ (ASCE, 1901; Stearns, 1916). Pour les plans d'eau artificiels, créés par la construction de nouveaux barrages, l'emmagasinage s'est aussi révélé efficace, mais seulement après une période de vieillissement ou de stabilisation (figure 1-2). Afin d'accélérer ce processus de stabilisation, et donc de profiter plus rapidement du pouvoir de décoloration qu'offrait le nouveau réservoir, on préconisait le décapage de la cuvette avant son inondation. Autrement dit, le décapage a été introduit comme mesure préventive pour améliorer la "qualité" (couleur) initiale de l'eau emmagasinée dans un nouveau réservoir.

En effet, le décapage a été effectué pour la première fois en Nouvelle-Angleterre en 1882-85 pour le réservoir Ashland, dans l'état du Massachusetts. Le site de ce réservoir, destiné à stocker de l'eau pour l'approvisionnement de la ville de Boston, a été complètement décapé et, à quelques endroits, creusé afin d'assurer une profondeur minimum de 8 pieds (Whipple, 1914). Durant les années subséquentes, dans le cas d'autres réservoirs d'alimentation, le décapage des côtés et du fond de la cuvette fut systématiquement effectué avant la mise en eau. En 1890, Stearns a résumé ainsi la situation:

¹ On attribue cette réduction de couleur à la dilution (apports atmosphériques ou souterrains en eau peu colorée), à l'oxydation chimique ou photochimique ainsi qu'à l'action microbiologique.

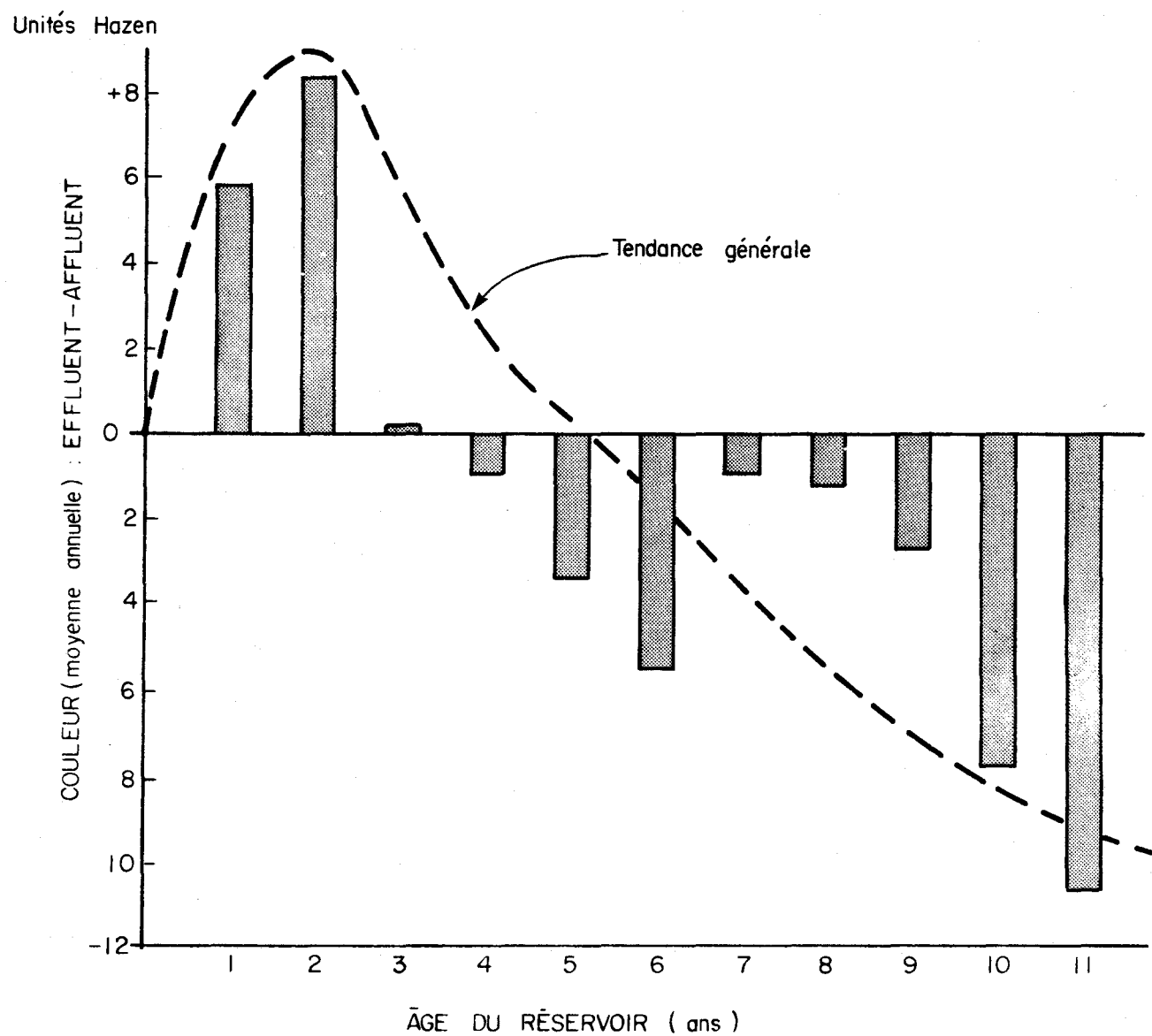


Fig .1-2 : Influence d'un nouveau réservoir sur la couleur de l'eau emmagasinée (d'après les résultats de Saville ,1929).

"Where it is necessary to build storage reservoirs on new sites, all soil and vegetable matter should be removed, particularly where the reservoirs are shallow"

(Stearns, 1890; p. 122)¹.

A cette même époque, dans le cadre d'une discussion des effets de sols submergés sur la qualité de l'eau sus-jacente (Fitzgerald, 1895), on suggère que l'ampleur de ces effets dépend surtout de la teneur des sols en matière organique, et on propose que les sols ayant une teneur en matière organique supérieure à 1.5-2% devraient être décapés. Il est intéressant de noter que cette norme a persisté dans la littérature scientifique, apparemment sans aucune justification expérimentale, pour se retrouver dans les textes modernes. Selon Potter (1916), ces premiers essais de décapage impliquaient l'enlèvement de pas moins de deux pieds de sol.

Introduit comme mesure préventive pour protéger la qualité de nouveaux réservoirs (voir ci-haut), le décapage ne s'est cependant pas avéré complètement efficace. Par exemple, dans une étude réalisée en 1904 au Massachusetts et portant sur l'apparition de problèmes d'odeurs désagréables dans 17 réservoirs (dont 11 avaient été décapés), on conclut que le décapage a pour effet de diminuer beaucoup l'incidence de tels problèmes, mais qu'il n'élimine pas complètement ou uniformément les odeurs désagréables (Whipple, 1914); le décapage à lui seul ne garantit donc pas une eau acceptable. De même, à cette époque, on a commencé à se rendre compte que les effets bénéfiques du décapage ne durent pas indéfiniment, et que normalement le comportement d'un réservoir non-décapé se rapprochera éventuellement de celui d'un réservoir décapé (Lochridge, 1916; Saville, 1925; Saville, 1929).

¹ Traduction:

"Là où il est nécessaire de créer des réservoirs d'alimentation sur de nouveaux emplacements, tout le sol et la matière organique devraient être enlevés, particulièrement là où les réservoirs sont peu profonds".

Comme autre élément critique dans l'historique du décapage, soulignons que peu après le début du siècle, on assiste à un tournant, à savoir l'acceptation de plus en plus générale de la nécessité de filtrer une eau pour la rendre potable, l'emmagasinement de l'eau à ciel ouvert, anciennement considéré comme une approche effective, ne suffisant plus à produire une eau acceptable. Dans le cadre d'une discussion de ce point (Hazen, 1916), on suggère que la filtration est la seule approche qui assure une qualité d'eau satisfaisante, et on prétend, de plus, qu'après filtration, l'eau produite ne reflète plus l'influence bénéfique du décapage.

Tenant compte de ces observations (décapage: efficacité incomplète, bénéfices de durée finie; filtration: efficacité peu influencée par le décapage), on en est venu à considérer le décapage comme mesure spéciale pouvant être utilisée en dernier ressort dans des conditions particulières telles que les zones marécageuses ou les aires dont la profondeur est de moins de six pieds (Jackson, 1916; Saville, 1925). En 1939, R.S. Weston a résumé ainsi la situation aux Etats-Unis:¹

"At one time stripping was though advisable in spite of its cost. It still is, for quick results... Before long, however, it was realized that in a reservoir a few years old the character of the deposits from the water, rather than the bottom which they cover, was what ultimately effected quality by contact. Modern reservoirs are cleaned, but, excepting between the low and high water marks, are not stripped, and filtration is employed where decolorization is inadequate" (Purcell, 1939; discussion, p. 1803).

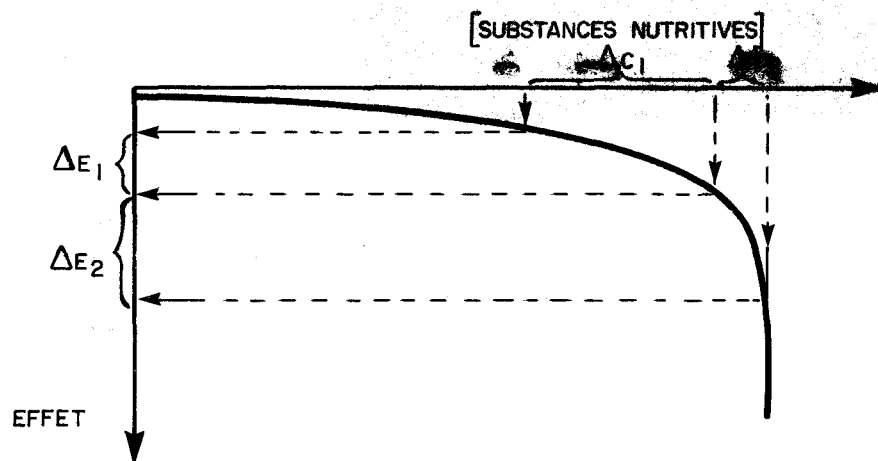
¹ Traduction:

"A une certaine époque, on conseillait le décapage malgré son coût élevé; il demeure recommandable si l'on désire des résultats rapides. On s'est bientôt rendu compte, toutefois, que dans un réservoir vieux de quelques années, c'est la nature même des dépôts provenant de l'eau, et non le fond que ceux-ci recouvrent, qui, ultimement, altère par contact, la qualité. Les réservoirs modernes sont nettoyés mais ne sont pas décapés, à l'exception de la zone comprise entre le plus bas et le plus haut niveau, et on utilise la filtration là où la décoloration est insuffisante".

Au cours des années subséquentes (de 1940 à 1960), les chercheurs semblent s'être désintéressés des effets que peut avoir la préparation du site d'un réservoir, et en particulier du décapage. En effet, aucune référence à un travail pertinent n'a pu être recensée. Depuis 1960, cependant, on assiste à une renaissance d'intérêt dans le domaine¹; cinq études particulières, identifiées ci-dessous, seront considérées dans la section qui suit:

- réservoir Howard A. Hanson - Sylvester et Seabloom, 1965a, b;
- réservoir J. Percy Priest - Burdick et Parker, 1971;
- réservoirs russes - Maystrenko et al., 1972;
- réservoir Kornegay - Keup et al., 1970;
- réservoir Blackstrap - Davis et al., 1972.

¹ L'absence de références pertinentes pour la période de 1940 à 1960 laisse supposer que les réservoirs créés pendant ce temps ne posaient pas de problèmes, c'est-à-dire que leur qualité était satisfaisante. La renaissance d'intérêt depuis 1960 reflète peut-être la dégradation de plus en plus aigüe de la qualité des eaux de surface aux Etats-Unis. Par exemple, on peut imaginer le scénario suivant. Après l'emmagasinement d'une eau déjà chargée en substances nutritives, les apports en ces substances provenant des sols inondés suffisent pour augmenter les concentrations de ces éléments dans l'eau stockée au-delà des seuils acceptables. Les problèmes de surproduction d'algues qui en découlent suscitent à leur tour un nouvel examen des bénéfices qu'apporte le décapage.



La première de ces études, la plus citée dans le domaine, a porté sur la rivière Green dans l'état de Washington, aux Etats-Unis (Benedetti et Roller, 1962; Sylvester et Seabloom, 1965a; Sylvester et Seabloom, 1965b). Afin de permettre la comparaison du réservoir Hanson avec celui projeté à Victoriaville, on a groupé les principales caractéristiques du premier au tableau 1-3.

L'étude avait comme objectifs globaux de démontrer l'effet des terres inondées sur la qualité de l'eau sus-jacente, d'étudier la possibilité de développer un protocole de laboratoire pour prévoir des problèmes potentiels, et enfin d'évaluer l'efficacité et l'utilité de ce protocole (Sylvester et Seabloom, 1965a, b). La première phase de l'étude, conduite en laboratoire, comprenait des essais d'extraction avec, comme substrat, du matériel représentatif recueilli dans la cuvette du réservoir (p. ex. sols, détritiques). Les conditions expérimentales furent choisies pour simuler les conditions susceptibles de prévaloir au fonds du nouveau réservoir pendant les premières années d'opération.

Les essais de lessivage en laboratoire ont démontré que les sols "organiques" (> 20% matière organique) et les débris forestiers provoquaient une dégradation de la qualité de l'eau sus-jacente. Le degré de dégradation de l'eau dépendait de la température environnante, du temps de contact entre le substrat et l'eau, ainsi que de la lumière; les effets comprenaient certains de ceux énumérés au tableau 1-1 (p. ex: augmentations de la couleur, de la conductivité, des concentrations en substances nutritives; diminution de l'oxygène dissous, de l'alcalinité, du pH).

Malgré le fait que l'on avait démontré le potentiel des sols organiques pour dégrader la qualité de l'eau sus-jacente, on a décidé de les laisser en place. Les raisons invoquées pour cette prise de décision étaient les suivantes: le coût exorbitant qu'aurait impliqué l'enlèvement des sols marécageux (superficie d'environ 80 acres, volume d'environ 500,000 verges cubes), la localisation de ces sols dans une partie relativement peu profonde de la cuvette, de même que le temps de rétention assez court du réservoir (voir tableau 1-3). Par conséquent, la préparation du site n'a comporté qu'un "nettoyage" des terres destinées à être exposées par les fluctuations nor-

TABEAU 1-3 : RESUME DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DU RESERVOIR HANSON
(Sylvester et Seabloom, 1965)

morphologie	- profondeur moyenne: 28-39 (pi); - profondeur maximum: 235 (pi); - superficie : 3.9 - 31.3 (10^6 pi^2); - volume : 109 - 1220 (10^6 pi^3)
hydrologie	- débits moyens - annuel : $\sim 1060 \text{ (pi}^3/\text{s})$; - mensuel minimum: ⁽¹⁾ (pi^3/s); - mensuel maximum: ⁽¹⁾ (pi^3/s). - temps de séjour des eaux - minimum : $\sim 13 \text{ j}$ (mai); - maximum : $\sim 52 \text{ j}$ (septembre, octobre).
géographie	- bassin versant - superficie: 231 mi^2, accès limité; - région montagneuse, boisée (conifères); - précipitation annuelle > 85 pouces. - cuvette - sols organiques (14%), sable et gravier (28%), limons (58%); recouverte de végétation récente.
régime hydraulique-	remplissage au printemps et à l'automne, jusqu'à la cote 1141 (contrôle d'inondations); vidange en été et en hiver, jusqu'à la cote 1070 (augmentation des débits d'étiage).

¹ Données non disponibles

males du niveau du réservoir. Le nettoyage de cette zone exondée, laquelle correspondait à environ la moitié de la superficie totale de la cuvette, a compris les opérations suivantes: coupe des arbres, ne laissant que les souches ayant un diamètre supérieur à 18 pouces ou celles se trouvant sur des pentes supérieures à 50%; brûlage de tout les débris forestiers ayant un diamètre supérieur à 4 pouces ou une longueur supérieure à 4 pieds. Dans la partie profonde de la cuvette, celle destinée à être toujours immergée, on s'est limité à la coupe des arbres. Suite à ces opérations, le réservoir fut rempli et vidé deux fois, au printemps, avant le premier remplissage pour fins de stockage (1962); ce nettoyage à grande eau fut répété une dernière fois au printemps de l'année suivante (1963).

Dans la deuxième phase de l'étude, celle effectuée sur le terrain après la mise en eau, on a suivi de près l'évolution du nouveau réservoir. Des stations d'échantillonnage hebdomadaire furent établies en amont et en aval du réservoir, ainsi que dans le réservoir (12 stations choisies en fonction des divers types de sol présents avant l'inondation et des profondeurs d'eau différentes). En comparant la qualité de la rivière Green aux deux stations situées respectivement en amont et en aval du réservoir, on a noté peu de changements: la température et la couleur de l'eau, sa concentration en fer et le nombre d'algues microscopiques augmentaient légèrement, tandis que sa concentration en phosphates diminuait (cf tableau 1-1). De plus, on a trouvé que la qualité de l'eau prélevée à un pied du fond du réservoir, à proximité des sols immergés, était peu ou pas influencée par le type de sol: les teneurs en couleur, en tannins ainsi qu'en fer étaient légèrement plus élevées dans l'eau au-dessus des sols organiques que dans celle voisine des sols minéraux.

A partir de ces résultats, Sylvester et Seabloom ont conclu que l'activité biologique dans le nouveau réservoir était limitée par une carence en éléments nutritifs, par la forte circulation des eaux, et par leur temps de séjour plutôt court; en effet, les effets potentiellement nuisibles des sols immergés étaient minimisés par l'échange rapide de l'eau du réservoir, par le brassage efficace des eaux emmagasinées (c.à.d.: absence de stratification thermique marquée et persistance d'oxygène dissous en profondeur),

et, enfin, par l'action de vider et de remplir le réservoir chaque année. Les auteurs suggèrent que si la majeure partie de la cuvette n'avait pas été nettoyée (arbres, souches, débris, végétation), si le temps de retention de l'eau dans le réservoir avait été plus long, si des conditions anaérobies s'étaient manifestées dans l'hypolimnion, si les zones profondes du réservoir avaient coïncidé avec les zones organiques non-décapées, la qualité des eaux emmagasinées auraient subi une dégradation plus notable. Cette possibilité, la détérioration sensible de la qualité du milieu, s'est justement manifestée dans le cas du deuxième réservoir à considérer, celui décrit ci-dessous.

Le réservoir J. Percy Priest, construit sur la rivière Stones, un affluent de la rivière Cumberland dans l'état de Tennessee, a fait l'objet d'une étude approfondie (Burdick et Parker, 1971) dont les objectifs ressemblaient beaucoup à ceux visés par Sylvester et Seabloom (voir ci-haut). Les principales caractéristiques de ce barrage-réservoir sont groupées au tableau 1-4. Soulignons qu'avant la mise en eau, on a procédé à un décapage partiel de la cuvette, en enlevant les arbres jusqu'à 15 pieds au-dessous du niveau estival normal; dans la partie profonde de la cuvette, on a laissé intacts les arbres et toute autre végétation.

Burdick et Parker cherchaient à développer des techniques visant à prédire les changements de qualité de l'eau survenant dans un nouveau réservoir. Tout comme dans l'approche de Sylvester et Seabloom, l'accent a été mis sur l'évaluation du rôle que jouent les sols immergés et la végétation inondée dans ces changements de qualité. Des échantillons représentatifs de sol et de végétation furent prélevés dans la cuvette, caractérisés chimiquement et soumis ensuite à des essais de lessivage dans des conditions aérobies ou anaérobies. Comme anticipé, les effets les plus importants du sol ou de la végétation se faisaient généralement sentir dans des conditions anaérobies. Une fois normalisés sur une base de poids, les résultats démontraient que la dégradation de la qualité de l'eau par la végétation inondée étaient plus importante que celle provoquée par les sols immergés. Les résultats de ces essais ont servi à l'estimation des effets que pourraient avoir ces matériaux sur la qualité de l'eau dans le futur réservoir.

TABEAU 1-4 : RESUME DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DU RESERVOIR J. PERCY
PRIEST (Burdick et Parker, 1971).

morphologie	- profondeur moyenne: 25-28 (pi); - profondeur maximum: 103 (pi); - superficie : 460 - 620 (10^6 pi^2); - volume : 11,650 - 17,080 (10^6 pi^3).
hydrologie	- débits moyens - annuel : 1450 (pi^3/s); - mensuel minimum: 270 (pi^3/s); - mensuel maximum: 3486 (pi^3/s). - temps de séjour des eaux - minimum: ~ 62 j (jan, fév, mars); - maximum: ~690 j (sept, oct).
géographie	- bassin versant - superficie: 864 mi^2; - essentiellement rural - forêt, ou terres en culture. - cuvette - 4 types de sol (tous avec C-org < 2%); - 5 classes de végétation (herbes, arbustes, arbres).
régime hydraulique	- fluctuations entre les cotes 504.5 et 480 en hiver (contrôle d'inondations et génération d'électricité d'octobre à mars); - stabilisation à la cote 490 en été (récréation; peu ou pas de génération d'électricité d'avril à septembre).

En deuxième lieu, après le remplissage initial du réservoir (hiver 1967 - printemps 1968), on a suivi l'évolution de la qualité du réservoir durant sa première année d'opération, ceci dans le but de comparer son comportement réel avec celui prédit à partir des expériences en laboratoire. On effectuait des prélèvements réguliers à différentes profondeurs à une seule station d'échantillonnage, située à peu près au centre du réservoir. En effet, on avait supposé que les variations de qualité dans le sens vertical seraient beaucoup plus importantes que les variations latérales ou longitudinales. Cette approche ne permettait donc pas de différencier les effets d'un sol de ceux d'un autre, mais traitait le réservoir plutôt comme s'il n'y avait aucune hétérogénéité horizontale.

Au cours de l'été, une stratification thermique s'est développée dans le nouveau réservoir et l'hypolimnion est devenu anoxique; suite à cette disparition de l'oxygène dissous, les teneurs en manganèse, en fer ainsi qu'en sulfures ont augmenté dans l'hypolimnion (cf. le barrage-réservoir Hanson, dont le comportement a déjà été décrit: aucune stratification permanente ne s'y est établie, et les eaux profondes sont demeurées oxygénées et peu influencées par les sols immergés).

En tenant compte du régime thermique observé, on a évalué pour divers paramètres les apports "théoriques" provenant des sols immergés et de la végétation inondée; connaissant la superficie de chaque type de sol dans la cuvette, et le poids de la végétation qui y restait avant la mise en eau, les apports furent calculés à partir des effets maximums observés en laboratoire (exprimés en g/m^2 de sol, ou en mg/g de matière végétale: voir tableau 1-5). Pour l'épilimnion, on a employé les résultats des tests aérobies tandis que pour l'hypolimnion, on a eu recours aux valeurs tirées des tests anaérobies. Pour chaque paramètre, en tenant compte des apports autochtones (sol, végétation: apports calculés) et des apports allochtones (rivières: apports mesurés), on a prédit la concentration qui devait se produire dans le réservoir. Cette concentration calculée a été comparée à celle observée dans le réservoir même durant le premier été, c'est-à-dire:

$$\left\{ [X]_{\text{rivière}} + \frac{\text{apports autochtones en X}}{\text{volume d'eau}} \right\} \text{ vs } \left\{ [X]_{\text{réservoir}} \right\}$$

où $[X]$ = concentration de l'élément X

TABLEAU 1-5 : APPORTS AUTOCHTONES PROVENANT DU FOND DU RESERVOIR J. PERCY
PRIEST (Burdick et Parker, 1971)

paramètre	apports mesurés en laboratoire				apports <u>in situ</u> (hypolimnion, conditions anaé- robies) ³
	sols ¹		végétation ²		
	aérobie	anaérobie	aérobie	anaérobie	
Fe	~ 0	1.6 à 3.8	— ⁴	— ⁴	— ⁴
Mn	0 à 0.3	3.8 à 12.7	— ⁴	— ⁴	15.5
PO ₄	- 0.04 à 1.1	0.3 à 3.2	0 à 2.8	0.2 à 4.5	10.8
N-inorg	0.7 à 2.8	0.8 à 1.6	0.04 à 0.35	0.4 à 1.5	15.2
Alcali- nité (CaCO ₃)	- 20 à 53	114 à 263	17 à 46	64 à 103	— ⁴
solides dissous	- 20 à 25	126 à 195	7 à 33	47 à 105	— ⁴

¹ exprimé en g/m², en supposant que le contact effectif entre eau et sol se limite aux premiers 5 cm de sol; durée de l'expérience: 130 j;

² exprimé en mg/g de matière végétale; durée de l'expérience: 130 j;

³ exprimé en g/m²; calculé pour la période de stagnation, soit ~215 j;

⁴ pas mesuré ou pas mesurable

Les résultats de ces calculs ont été jugés "adéquats" pour la plupart des paramètres (alcalinité, pH, CO_2 , Mn, Fe, N, P), et Burdick et Parker en ont conclu que leur approche et leurs procédures servaient à identifier des problèmes potentiels ainsi qu'à estimer approximativement la qualité de l'eau après emmagasinement.

Une approche semblable, mais plus rigoureuse et plus compréhensive, a été adoptée par Maystrenko et ses collègues en Russie (Maystrenko et al., 1969; Maystrenko et Denisova, 1972; Bagnyuk, 1969). Compte tenu des ressemblances évidentes entre le milieu russe et le nôtre (climat, végétation, hydrologie, etc), il importe d'attribuer à leurs recherches une considération particulière.

Comme dans les études décrites ci-haut, Maystrenko et al. ont réalisé en laboratoire des essais d'immersion, en employant des échantillons de sol, de végétation terrestre et de plantes aquatiques. Il s'agissait de déterminer durant une période minimum d'une année les taux de minéralisation de divers substrats susceptibles de se trouver en contact avec l'eau dans un réservoir. Les conditions expérimentales furent donc choisies pour simuler le processus naturel d'immersion, et l'accent a porté sur l'évolution des substances organiques et biogénétiques¹ dans l'eau sus-jacente. Les conclusions qualitatives de ces nombreuses expériences (Maystrenko et Denisova, 1972) sont groupées au tableau 1-5. A l'examen de ce tableau, on note que les divers substrats exercent sur l'eau des effets d'ampleur et de durée caractéristiques: les effets de la matière organique cellulosique (p.ex. herbes, macrophytes, plancton) sont généralement plus prononcés mais moins persistants que ceux provoqués par la matière organique ligneuse ou humique (p.ex. arbres, sols) (Maystrenko et Denisova, 1972). Notons que ces observations générales sont en accord avec celles des auteurs américains déjà mentionnés (Sylvester et Seabloom, 1965a, b; Burdick et Parker, 1971).

¹ substances organiques: C-organique, N-organique, P-organique, DCO, couleur, acides aminés, sucres, phénols.

substances biogénétiques: C-inorganique, N-inorganique, P-inorganique, O_2 , H_2S , Si, Fe, H^+ .

TABEAU 1-6 : EXPERIENCES D'IMMERSION DE DIVERS SUBSTRATS - RESUME DES OBSERVATIONS QUALITATIVES DE MAYSTRENKO ET DENISOVA (1972)

substrat ¹	concentrations maximum observées ²	délai avant d'atteindre la concentration maximum	durée de la décomposition active
arbres (10 espèces)	→ 10x	> 6 mois	≤ 3 ans
herbes (3 espèces)	→ 10x	< 1 mois	≤ 4 mois
sols (7 types)	— ³	1-8 mois	variable (< 6 mois → > 1 an)
macrophytes (7 espèces)	10 - 100x	1-2 mois	≤ 1 an
plancton (mélange)	→ 5 x	< 2 mois (5-50 j)	≤ 3 mois

¹ les effets sont ramenés à la norme 1 g matière sèche / 1 litre d'eau, sauf pour les sols; pour ces derniers, il s'agit de 5 cm de sol / 300 cm eau;

² concentration relative, par rapport à la concentration initiale dans l'eau sus-jacente: par exemple, " → 10x" implique qu'au moins un paramètre a atteint des valeurs 10 fois plus élevées que la concentration initiale;

³ très variable selon le type de sol (voir tableau 1-7).

A partir de ces résultats obtenus en laboratoire, Maystrenko et ses collègues ont élaboré un modèle simple pour évaluer quantitativement l'impact individuel sur la qualité de l'eau des divers composants de la cuvette d'un réservoir. Les résultats obtenus, groupés au tableau 1-7, rendent possible la prévision approximative de la qualité de l'eau de nouveaux réservoirs. En effet, la caractérisation de la cuvette avant inondation (p. ex. identification des différents types de sol; délimitation des zones pédologiques; détermination des types de végétation et de leur masses respectives) permet d'estimer les apports autochtones en substances organiques et biogénétiques qui proviendront du fond du réservoir. A ceux-ci viennent évidemment s'ajouter des apports allochtones, amenés par les eaux (atmosphériques/souterraines/de surface) qui alimentent le réservoir. Connaissant le bilan des apports autochtones et allochtones, de même que le volume du réservoir et son temps de renouvellement, on a pu estimer les concentrations en substances organiques et biogénétiques qui devraient prévaloir dans le nouveau réservoir.

L'application de cette procédure à trois réservoirs russes est présentée au tableau 1-8 (Maystrenko et Denisova, 1972). Les changements de concentration¹ occasionnés par la création de ces réservoirs, de l'ordre de 10 à 400% selon le paramètre considéré², correspondent assez bien aux changements de concentration calculés; l'écart entre les concentrations observées et les valeurs calculées est généralement inférieur à 10% (voir tableau 1-8). Seul le phosphore minéral semble échapper à cette règle, les concentrations en phosphates mesurées dans les réservoirs étant de 8 à 32% inférieures à celles prédites. Pourtant, les auteurs n'offrent pas d'explication à cette anomalie.

¹ Soulignons le fait qu'il s'agit ici de concentrations moyennes annuelles; la signification d'une telle concentration moyenne est difficile à évaluer, surtout dans le cas de substances organiques et biogénétiques qui, étant soumises à l'action des microorganismes aquatiques, démontrent normalement des variations importantes de concentration pendant un cycle annuel.

²
$$\left\{ \frac{(\text{concentration en réservoir} - \text{concentration originale en rivière})}{\text{concentration originale en rivière}} \right\} \times 100\%$$

**TABEAU 1-7 : IMPACT POTENTIEL SUR LA QUALITE DE L'EAU D'UN RESERVOIR
DES DIVERS COMPOSANTS DE LA CUVETTE (Maystrenko et Denisova,
1972)**

Substrat		Taux de minéralisation ¹								
		Corg	Norg	DCO (MnO ₄)	DCO (Cr ₂ O ₇)	NH ₄	NO ₃	NO ₂	PO ₄ T	PO ₄ -sol
arbres		5.8	1.0	3.1	14.7	.55	.06	.01	.23	.19
macrophytes		24.7	3.5	16.5	54.3	6.20	.08	.13	1.65	1.49
herbes		22.1	2.3	16.1	35.3	3.38	.83	.02	1.26	1.09
phytoplancton		84.1	18.9	67.3	197	3.09	5.24	.09	.33	.24
sols		% C								
chernozem	< 2	17.5	13.8	12.9	24.7	1.38	1.34	.11	.29	.06
prairie	< 1.5	48.6	10.8	54.7	116.6	7.66	.33	.37	1.97	1.00
forêt	< 1.5	72.4	7.8	67.3	166.5	9.09	.37	.72	1.05	.61
autres	0.5 - 22.5	48.5	6.7	50.5	126.4	3.57	1.93	.07	.47	.18
limon	< 7	28.2	6.8	37.5	70.8	3.32	.31	.09	.51	.17
tourbe	<22.5	100.8	7.6	70.6	270.2	5.74	2.22	.08	.49	.24
sable	< .05	17.4	5.8	19.2	45.2	1.65	3.27	.05	.41	.14
argile	< .1	9.3	3.6	--	--	0.94	3.88	.10	.52	.03

¹ Les taux de minéralisation correspondent à la quantité (kg) de la substance (C, N, NH₄, etc) provenant soit de 1 tonne (1000 kg) de matière végétale (kg/tonne.an), soit d'une couche de 30 cm de sol répartie sur 1 hectare (kg/hectare.an).

TABLEAU 1-8 : PREVISION DES CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES EN SUBSTANCES ORGANIQUES ET BIOGENETIQUES DANS TROIS RESERVOIRS RUSSES (Maystrenko et Denisova, 1972).

Réservoir	Paramètre	Concentration moyenne annuelle (mg/l)			écart ¹ (%)	ΔC ² (%)
		avant création	calculée	observée		
Kiev	C-organique	11.3	12.3	12.4	- 0.9	+10
	N-organique	0.8	1.0	1.1	- 8.0	+38
	DCO-MnO ₄ (O ₂)	9.5	10.1	10.6	- 4.9	+12
	DCO-Cr ₂ O ₇ (O ₂)	28	31	33.5	- 7.5	+20
	N-NH ₄	0.83	0.92	0.84	+10	+1
	N-NO ₃	0.16	0.21	0.22	- 7	+38
	P-soluble (PO ₄)	0.03	0.04	0.03	+29	0
	P-total (PO ₄)	0.07	0.09	0.07	+23	0
Krement- choug	C-organique	9.7	12.8	12.2	+ 5.0	+26
	N-organique	0.86	1.48	1.4	+ 5.5	+63
	DCO-MnO ₄ (O ₂)	9.5	12.2	12.9	- 5.5	+36
	DCO-Cr ₂ O ₇ (O ₂)	25	32	31.8	+ 1.0	+27
	N-NH ₄	0.36	0.49	0.41	+21	+17
	N-NO ₃	0.03	0.10	0.11	- 6	+267
	P-soluble (PO ₄)	0.03	0.06	0.05	+10	+40
	P-total (PO ₄)	0.09	0.14	0.13	+ 7.5	+44
Kakhovka	C-organique	8.4	11.9	11.4	+ 4.0	+36
	N-organique	0.75	1.76	1.95	- 9.0	+160
	DCO-MnO ₄ (O ₂)	10	10.9	11	- 0.9	+10
	DCO-Cr ₂ O ₇ (O ₂)	23	32	33.1	+ 3.4	+44
	N-NH ₄	0.35	0.57	0.62	- 9.2	+77
	N-NO ₃	0.19	0.35	0.34	+ 3.0	+79
	P-soluble (PO ₄)	0.04	0.07	0.05	+32	+25
	P-total (PO ₄)	0.08	0.12	0.09	+26	+13

¹ écart (%) = { $\frac{\text{concentration calculée} - \text{concentration observée}}{\text{concentration observée}}$ } x 100

² ΔC (%) = { $\frac{\text{concentration finale} - \text{concentration initiale}}{\text{concentration initiale}}$ } x 100

Quant à l'importance relative des diverses sources de substances organiques et biogénétiques, elle varie peu d'un réservoir à l'autre. A l'examen des résultats, il ressort que pour chaque réservoir étudié, et pour la plupart des paramètres, les diverses sources se rangent dans l'ordre suivant:

rivière >> plancton > sols > autres (herbes, macrophytes, arbres, précipitations)

Soulignons, cependant, que l'on ne peut faire de cette tendance une règle générale. En effet, dans d'autres cas, l'importance relative des sources identifiées ci-haut dépendra des caractéristiques propres au réservoir considéré (p. ex. le temps de séjour des eaux dans le réservoir, son rapport volume/superficie et son régime thermique; la nature des sols inondés; la quantité et la composition de la végétation immergée; la quantité et la qualité des apports allochtones; etc).

La quatrième étude retenue pour considération (Keup et al., 1970) a porté sur la préparation du site du réservoir Kornegay, sur la rivière Cape Fear, dans l'état de North Carolina. Les chercheurs se sont préoccupés des effets potentiels de sols inondés sur la qualité de l'eau du futur réservoir. Avant la mise en eau, des essais d'extraction de courte durée (10 j.) ont été réalisés en laboratoire. Suivant un protocole d'immersion semblable à celui de Burdick et Parker, les effets de quatre substrats différents (voir tableau 1-9) furent étudiés; l'accent a été mis sur les substances nutritives (N,P) ainsi que sur les paramètres qui figurent dans les normes pour l'eau potable (couleur, Fe, Mn).

Malgré la durée plutôt courte des expériences, des augmentations importantes de concentration se sont manifestées pour tous les paramètres sauf pour le manganèse, dans les conditions aérobies aussi bien que dans des conditions anaérobies. Comme anticipé, les quatre substrats immergés influençaient différemment la qualité de l'eau sus-jacente: en général, leur influence diminuait à mesure que leur teneur en matière organique diminuait, c'est-à-dire dans l'ordre indiqué ci-dessous:

litière forestière > muck > limon ≥ sable ~ 0

TABEAU 1-9: DESCRIPTION DES SUBSTRATS DONT L'IMMERSION A ETE ETUDIEE
PAR KEUP ET AL. (1970).

SUBSTRAT ¹	COMPOSITION					
	eau (%)	C-organique (%)	N-organique (%)	C/N	C.N	P (%)
sable	2.6	0.19	0.02	9.5	0.004	0.005
limon	23.8	2.7	0.19	14.2	0.51	0.02
muck	46.4	7.3	0.52	14.0	3.8	0.04
litière forestière	63.3	28.3	1.63	17.4	46.1	0.11

¹ Selon la terminologie des auteurs: -limon ="loam"= mélange de sable/
limon/argile où le
limon domine

-muck ="muck"= mélange de limon/
argile/matière orga-
nique

-litière forestière ="litter"= ac-
cumulation de feuilles

A partir de ces résultats qualitatifs, et en tenant compte des fins auxquelles devait servir le réservoir (contrôle d'inondations; alimentation en eau; augmentation du débit d'étiage; récréation; etc), les auteurs ont recommandé d'enlever ou de recouvrir les litières se trouvant dans la cuvette du réservoir, afin d'éviter les problèmes potentiels de fer, de manganèse et de couleur. Ils ont également préconisé le décapage ou l'enfouissement de du muck, mais seulement là où la situation s'y prêtait. Cependant, puisque leur rapport (Keup et al., 1970) précédait la mise en eau, ils n'ont pas pu évaluer l'efficacité des opérations recommandées.

La seule étude canadienne qui puisse être comparée aux premières est celle du réservoir Blackstrap, en Saskatchewan (Davis et al., 1972); les principales caractéristiques de ce réservoir sont groupées au tableau 1-10. L'étude avait pour but de quantifier les effets des sols inondés, et de prédire ainsi les changements de qualité chimique de l'eau qui se produiraient dans le réservoir sous couvert de glace pendant la période hivernale. Cinq types de sol, représentatifs de ceux initialement présents dans la cuvette du réservoir, ont été prélevés, caractérisés chimiquement (voir tableau 1-11), puis placés dans des colonnes en laboratoire pour des essais d'immersion (cf Sylvester et Seabloom, 1965a, b). En simulant la couche de glace par des disques de cire paraffinés, on a suivi pendant 151 jours l'évolution de la qualité de l'eau mise en contact avec les différents sols. Soulignons que Davis et ses collègues ont mis l'accent sur la minéralisation de l'eau sus-jacente (cations et anions majeurs; solides totaux dissous), plutôt que sur sa teneur en substances organiques et biogénétiques (cf Maystrenko et Denisova, 1972).

Comme anticipé, les cinq sols étudiés se différenciaient après immersion: en général, l'influence sur la qualité de l'eau sus-jacente diminuait dans l'ordre suivant.

sol alcalin > sol organique >> argile > limon > sable ~ o

On note que les sols limoneux, argileux et sablonneux (voir tableau 1-10) ont peu influencé la qualité de l'eau sus-jacente. Comme corollaire, les auteurs

TABLEAU 1-10: RESUME DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DU RESERVOIR BLACKSTRAP
(Davis et al., 1972).

morphologie:	- profondeur moyenne: 16.7 (pi)
	- profondeur maximum: 27.2 (pi)
	- superficie : 131 (10^6pi^2)
	- volume : 2,180 (10^6pi^3)
hydrologie:	- débits moyens _____ ¹
	- temps de séjour des eaux: quelques mois
géographie:	- bassin versant: _____ ¹
	- cuvette : 5 types de sol
régime hydraulique:	_____ ¹

¹ Données non disponibles

suggèrent que d'autres sols semblables (c. à d. ayant une conductivité inférieure à 1 millimho cm^{-1} , et une teneur en matière organique inférieure à 2.5%) devraient avoir peu d'influence sur l'eau d'un réservoir, du moins dans des conditions expérimentales se rapprochant de celles étudiées (eau stagnante, $1.5 \pm 1^0\text{C}$, isolée de l'atmosphère). Par contre, les sols qui excédaient ces normes pour la conductivité et le contenu en carbone organique (à savoir, le sol alcalin et le sol organique) ont provoqué une dégradation sensible de la qualité de l'eau sus-jacente. En choisissant les solides dissous comme paramètre intégrateur, les auteurs ont développé des expressions mathématiques simples pour rendre compte des taux d'échange. Pour le sol alcalin, le taux d'échange se conformait à une équation décrivant une hyperbole rectangulaire,

$$[\text{solides dissous}] = 480 \cdot t^{0.301}$$

où t représente la durée de l'immersion, exprimée en jours. Pour le sol organique, il s'agissait plutôt d'une relation linéaire,

$$[\text{solides dissous}] = 550 + 0.6 \cdot t$$

où t représente encore la durée de l'immersion.

Comme application de ce modèle simple, Davis et al. ont d'abord estimé les superficies relatives des différents types de sol présents dans la cuvette du réservoir (au moyen de photos aériennes prises avant la mise en eau), et ensuite calculé le changement de la concentration en solides dissous à anticiper dans le réservoir durant le deuxième hiver (1968-69). L'écart entre la valeur observée au printemps (685 ppm) et la valeur calculée (673 ppm) est de l'ordre de 8%, ce qui semble très acceptable. Soulignons, cependant, que ce modèle ne s'applique qu'à un paramètre global conservateur (solides totaux dissous), et ceci dans des conditions expérimentales ($\sim 1.5^0\text{C}$) qui minimisent l'influence de facteurs biologiques sur les phénomènes d'échange.

TABLEAU 1-11 : DESCRIPTION DES SOLS DONT L'IMMERSION A ETE ETUDIEE
PAR DAVIS ET AL. (1972)

SOL	COMPOSITION				
	C-organique (%)	N-organique (%)	C/N	C.N	Conductivité ₁ (millimho cm ⁻¹)
sable	0.2	0.0	-	-	0.23
argile	1.2	0.13	9.2	0.16	1.08
limon	1.4	0.24	5.6	0.34	1.10
organique	6.2	0.29	21.3	1.8	2.85
alcalin	0.6	0.14	4.3	0.08	45.86

1.4 PREPARATION DU SITE D'UN RESERVOIR - options possibles

Les résultats présentés dans la section 1-3 représentent une revue exhaustive de la littérature scientifique dans le domaine; on s'y référera ultérieurement dans la discussion des résultats du présent projet (chapitre 4). Pour les fins immédiates de synthèse, on présente au tableau 1-12 un résumé des recommandations pratiques qui se répétaient régulièrement dans les diverses publications étudiées. Ce tableau représente une compilation d'options possibles pour le cas du réservoir projeté à Victoriaville.

Le compte rendu qui suit a été divisé en deux parties: le chapitre 2 traite du bassin versant de la rivière Bulstrode dans son ensemble, tandis que le chapitre 3 porte spécifiquement sur la préparation du site du futur réservoir à Victoriaville.

RECOMMANDATION	LIEU	AUTEUR
Profondeur		
• assurer profondeur minimum de 8 pieds	- ¹	Anonyme (1890)
• assurer profondeur de 8 pieds près des rives, soit en creusant la cuvette, soit en remplissant les zones peu profondes	- ¹	Fair <i>et al.</i> (1966)
Sol		
• décaper, enlever la couche superficielle de sol	surtout réservoirs peu profonds	Nichols (1883)
• enlever sols ayant > 1.5% matière organique	- ¹	Stearns (1890)
• décaper sols	petits réservoirs	Fitzgerald (1895)
• enlever sols ayant > 2.5% matière organique	} réservoir Blackstrap (Saskatchewan)	Jackson (1916)
• enlever sols démontrant conductivité > 1 millimho/cm		Davis <i>et al.</i> (1972)
• enlever marécages qui risquent de se détacher du fond après inondation	réservoir Ashland (Massachusetts)	Davis <i>et al.</i> (1972)
• excaver marécages, remplir avec du gravier ou du sable	} - ¹	Hazen et Fuller (1907)
• décaper sol dans zone jusqu'à 20 pieds en dessous du niveau d'eau maximum		Fair <i>et al.</i> (1966)
• enlever ou recouvrir sols organique, si pratique	réservoir Kornegay (N. Carolina)	Keup <i>et al.</i> (1970)
Végétation		
• couper arbres, arbustes	} réservoir Ashland (Massachusetts)	Hazen et Fuller (1907)
• brûler végétation peu avant l'inondation		Fair <i>et al.</i> (1966)
• enlever souches et racines dans zone jusqu'à 20 pieds en dessous du niveau d'eau maximum	- ¹	Sylvester et Seabloom (1965 a, b)
• enlever arbres, arbustes, souches, billes	réservoir Hanson (Washington)	Keup <i>et al.</i> (1970)
• couper, enlever l'herbe peu avant l'inondation	réservoir Kornegay (N. Carolina)	Burdick et Parker (1970)
• enlever ou recouvrir détritux végétaux	réservoir Priest (Tennessee)	
Divers		
• nettoyer cuvette, pour cycle remplissage/décharge	grands réservoirs	Jackson (1916)
• remplir/vider cuvette quelque fois avant le remplissage définitif	réservoir Hanson (Washington)	Sylvester et Seabloom (1965 a, b)
• s'assurer que chaque sous-bassin du réservoir ait une sortie	réservoir Ashland (Massachusetts)	Hazen et Fuller (1907)
• creuser chenaux entre sous-bassins du réservoir	- ¹	Fair <i>et al.</i> (1966)
• se munir de l'équipement nécessaire à l'aération de l'eau qui sort du réservoir	réservoir Ashland (Massachusetts)	Hazen et Fuller (1907)

¹ Pas de lieu spécifique; la recommandation s'applique à des réservoirs en général.

CHAPITRE 2

CARACTERISATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE BULSTRODE

La caractérisation du bassin versant de la rivière Bulstrode comprend une description sommaire de l'utilisation du territoire dans le bassin ainsi que l'analyse de ses caractéristiques météorologiques, hydrologiques et hydrochimiques. Pour certains aspects (p. ex. l'hydrologie), nous nous sommes basés sur des données déjà existantes; pour d'autres (p. ex. l'hydrochimie), nous avons entrepris des études spécifiques complémentaires. L'approche adoptée pour chaque secteur est décrite dans la section 2.1, et les données pertinentes sont ensuite discutées dans la section 2.2.

2.1 DESCRIPTION DES DONNEES DISPONIBLES

2.1.1 Géographie - utilisation du territoire

En 1973, le bassin versant de la rivière Bulstrode (figure 2-1) a fait l'objet d'un inventaire biophysique, dont la coordination était assurée par le Service Qualité des Eaux du Ministère des Richesses naturelles (Lamontagne et al., 1974). Cette étude a comporté un inventaire biogéographique sommaire de l'ensemble du bassin versant, ainsi qu'une étude détaillée des plantes aquatiques et terrestres de la région à inonder. De plus, à partir de données de Statistique Canada sur l'utilisation du territoire, l'INRS-Eau a compilé les apports théoriques en substances nutritives (azote, phosphore) provenant du territoire en amont de Victoriaville. Les résultats d'une enquête faite par l'équipe du MRN sur les pratiques agricoles des cultivateurs de la région. (Lamontagne et al., 1974) complètent l'information utilisée.

Les résultats de l'ensemble de ces travaux ont servi à caractériser l'utilisation du territoire dans le bassin versant, et à identifier certains facteurs susceptibles d'influencer la qualité de l'eau destinée à alimenter le futur réservoir à Victoriaville.

2.1.2 Météorologie, climatologie

La région de Victoriaville est pourvue d'une station météorologique opérée par le Service de Météorologie du Ministère des Richesses naturelles depuis 1950. Cette station permet de mesurer les températures, les précipitations, l'évaporation, l'ensoleillement et le vent. La station, située d'abord dans la ville de Victoriaville, a été, en 1970, relocalisée à Arthabasca, à environ 2 milles à l'est du site précédent.

Afin de mieux connaître les conditions météorologiques qui ont prévalu durant l'expérience de simulation du futur réservoir, l'INRS-Eau, en collaboration avec le Service de Météorologie, a installé et opéré une station de météorologie de juillet à octobre 1973. Cette station, équipée de thermomètres à maximum et à minimum, d'un thermographe, de thermomètres humides et secs, d'un pluviomètre et d'un pluviographe, d'un pyréliographe, et d'un bac d'évaporation de classe A, a permis de mesurer quotidiennement les paramètres suivants:

- les températures maximales et minimales;
- l'humidité relative;
- la précipitation, sa durée et son intensité;
- le rayonnement de courtes longueurs d'onde;
- l'évaporation et la vitesse du vent en milles parcourus.

2.1.3 Hydrologie

Le Service d'Hydrométrie du Ministère des Richesses naturelles maintient une station de jaugeage sur la rivière Bulstrode depuis 1966. Il s'agit de la station 030104, située à quelques milles en aval du site du réservoir projeté, dont le bassin versant a 139 mi². Cette station, équipée d'un limnigraphe et d'un enregistreur à ruban perforé, a fourni les données hydrométriques utilisées dans l'élaboration de la problématique du réservoir à Victoriaville (MRN, 1971). L'analyse des débits de la rivière, présentée dans ce dernier rapport, a servi à l'évaluation du temps de séjour des eaux dans le futur réservoir.

2.1.4 Hydrochimie

La qualité physico-chimique des eaux de la rivière Bulstrode a fait l'objet de diverses études. Depuis 1971, le Service de Qualité des Eaux du Ministère des Richesses naturelles opère une station d'échantillonnage qui fait partie de son réseau-qualité. Cette station est située à proximité du site du réservoir projeté, au même endroit que la station hydrométrique 030104 mentionnée plus-haut. Pour la période s'étendant de août 1971 à septembre 1972, l'échantillonnage se faisait une fois par mois. Depuis ce temps, pour la durée du présent projet, la fréquence a été augmentée à une fois par semaine. Les principaux paramètres analysés sont les suivants: cations majeurs (Na, K, Mg, Ca), anions majeurs (HCO_3 , Cl, SO_4), substances nutritives (NO_3 , o- PO_4 , SiO_2), métaux traces (Mn, Fe) et paramètres divers (pH, conductivité, couleur, solides dissous).

De juillet à octobre 1973, période de nos activités sur le terrain au site du réservoir, l'INRS-Eau a effectué des prélèvements journaliers à l'endroit où la rivière se déversera dans le futur réservoir. Ces échantillons provenaient d'un échantillon composite pompé de la rivière pendant 3 heures environ. De plus, on prélevait une fois par semaine un échantillon à heure fixe. Les paramètres analysés étaient les suivants: anions majeurs (HCO_3 , Cl, SO_4), substances nutritives (N-org, NH_4 , NO_3 ; C-org, C-inorg; o- PO_4), métaux traces (Mn, Fe) et paramètres divers (pH, conductivité, couleur, dureté).

En 1973, dans le cadre de son inventaire biophysique du bassin versant de la rivière Bulstrode (voir section 2.1.1), le Service de Qualité des Eaux du MRN a amorcé une étude de la variation longitudinale de la qualité de la rivière en période de crue et en étiage (Lamontagne et al., 1974). La localisation des 10 stations d'échantillonnage le long de la rivière est indiquée à la figure 2-1; les périodes d'échantillonnage choisies étaient les 24, 25 et 26 juillet 1973 (étiage) et les 15, 16 et 17 août 1973 (crue). On a effectué sur chacun des échantillons les

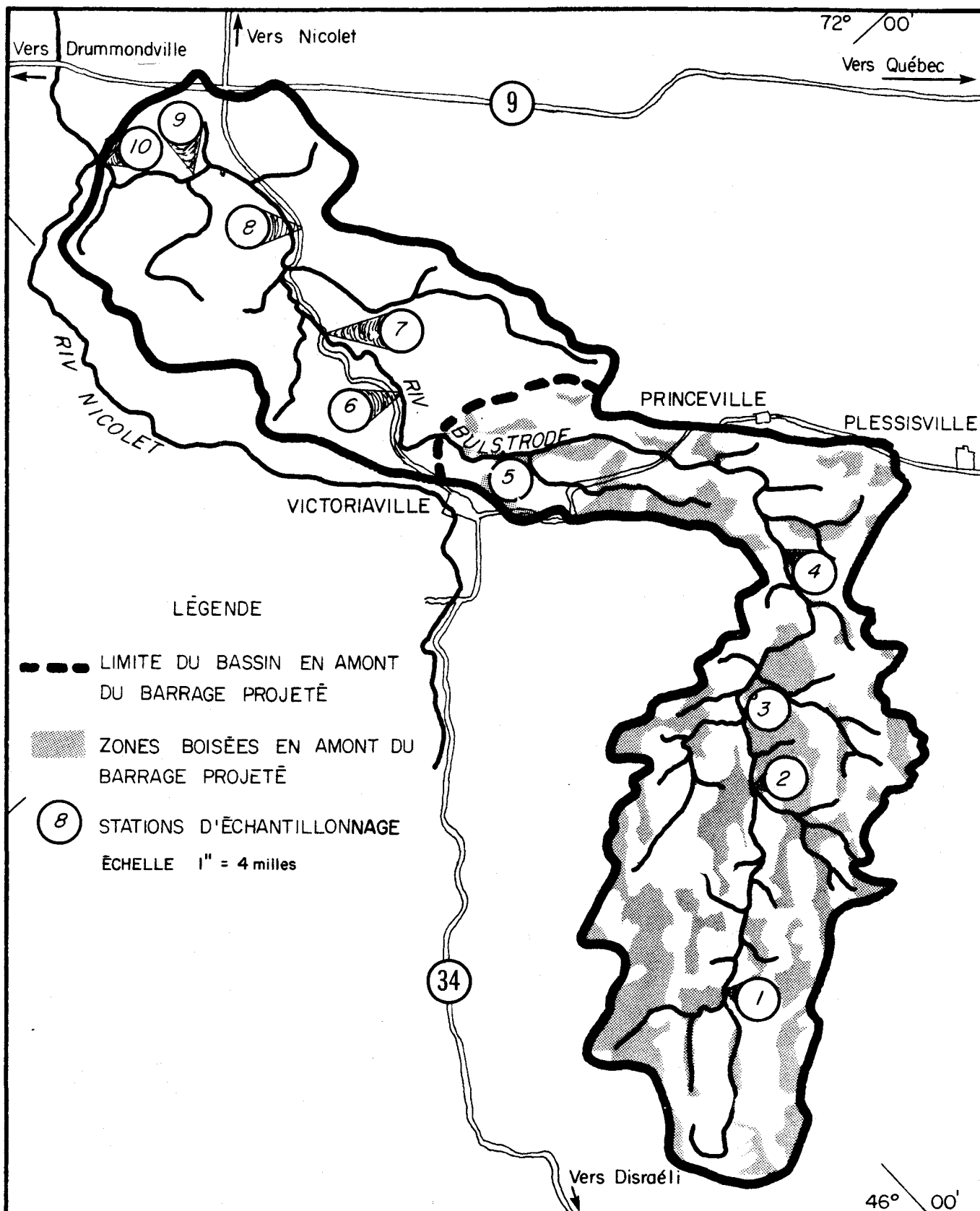


Fig. 2 - I

Bassin versant de la rivière Bulstrode .

analyses suivantes: cations majeurs (Na, K, Mg, Ca), anions majeurs (Cl , SO_4), substances nutritives (NO_3 , o-PO_4 , SiO_2), métaux traces (Mn, Fe) et paramètres divers (conductivité, sédiments en suspension).

Comme dernière composante de l'étude hydrochimique, la qualité physico-chimique des eaux atmosphériques a été étudiée. A cette fin, l'INRS-Eau a maintenu, au site du réservoir, une station d'échantillonnage des eaux de précipitation de juillet à octobre 1973. Le capteur de précipitation utilisé s'apparente au modèle développé par Likens (Likens et al., 1967). La précipitation est captée par un entonnoir circulaire en polyéthylène de 10 pouces de diamètre, lequel est continuellement exposé à l'air. L'eau recueillie est dirigée vers un réservoir dans lequel la pression de vapeur est maintenue élevée pour prévenir l'évaporation. Les échantillons d'eau, provenant d'un échantillon composite hebdomadaire, étaient analysés pour les paramètres suivants: cations majeurs (Na, K, Mg, Ca), anions majeurs (Cl , SO_4), substances nutritives (N-org, NH_4 , NO_{2-3} ; SiO_2), métaux traces (Fe), et paramètres divers (pH, conductivité).

2.2 RESULTATS ET DISCUSSION

2.2.1 Géographie - utilisation du territoire

Bassin versant

La rivière Bulstrode est un affluent de la rivière Nicolet, laquelle se jette dans le Saint-Laurent au niveau du lac Saint-Pierre. Son bassin versant a une superficie de 222 milles carrés et se divise en deux régions bien distinctes. La partie amont du bassin, qui fait partie des Appalaches, présente un relief escarpé et une dénivellation appréciable; il en résulte un écoulement torrentiel sur un fond de gravier. La zone aval du bassin versant fait partie des Basses Terres du Saint-Laurent; il s'agit d'une région plane dans laquelle la rivière trace de nombreux méandres dans des sédiments argileux d'origine marine. La ville de Victoriaville (population de 22,047 h. en 1971), où sera créé le futur barrage-

réservoir, se trouve dans cette deuxième zone; les deux tiers environ du bassin versant, soit 132 milles carrés, se trouveront en amont du barrage.

L'étude de l'utilisation du territoire dans le bassin versant en amont de Victoriaville a fait ressortir que l'agriculture y est la principale activité économique (voir tableau 2-1). Les aires de culture et de pâturage constituent environ 50% de la superficie totale, le reste du bassin versant comprenant des terres non cultivées et des zones boisées (voir figure 2-1). On y a recensé une population d'environ 1725 personnes, dont la majorité demeure sur quelque 150 fermes; leur activité principale est la production laitière. La municipalité de Saint-Fortunat (population d'environ 400 h. en 1971) est la seule agglomération située dans le bassin versant en amont de Victoriaville.

Les apports cumulés de substances fertilisantes provenant du territoire en amont de Victoriaville ont été calculés; et en divisant ces apports par la superficie du bassin, on obtient les densités de production qui apparaissent dans le tableau 2-2. Ce tableau montre que les sources agricoles (élevage, fertilisation des terres en culture) prédominent. Soulignons, cependant, qu'étant répartis un peu partout dans le bassin, parfois assez loin du tronçon principal de la rivière, ces apports n'atteindront pas les eaux de surface sans être soumis à un recyclage, ce qui les différencie des apports provenant de sources ponctuelles (p. ex. émissaires d'égout). A cause de ce recyclage, le coefficient de transfert de ces apports, entre le milieu terrestre et le milieu aquatique, sera nettement inférieur à celui des apports d'origine ponctuelle (Caillé et al., 1975).

Les densités de production des substances nutritives en amont de Victoriaville sont de beaucoup inférieures aux densités calculées pour des sous-bassins de la rivière Yamaska (Caillé et al., 1975; voir tableau 2-2). Cette différence reflète un degré moindre d'exploitation du territoire dans le cas de la rivière Bulstrode, surtout en ce qui concerne l'élevage, ainsi qu'une densité plutôt faible pour la population humaine.

TABLEAU 2-1 : BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE BULSTRODE - UTILISATION DU SOL

Utilisation du territoire		Superficie	
		<u>mi²</u>	<u>%</u>
Terres en culture			
avoine	5.7	} 34.1	25.8
foin cultivé	25.8		
maïs	0.8		
pommes de terre	<0.01		
légumes	0.04		
fruits	1.7		
Pâturages		18.4	14.0
Terres boisées		56.8	43.0
Autres terres (ex. terres en friche, superficie urbanisée, etc)		22.7	17.2
TOTAL		132.0	100%

TABEAU 2-2 : BASSINS VERSANTS DES RIVIERES BULSTRODE ET YAMASKA - DENSITE DE PRODUCTION DES SUBSTANCES NUTRITIVES (N,P) SUR LE TERRITOIRE

Producteur	Densité des apports ¹ (kg • an ⁻¹ • km ⁻²)			
	AZOTE		PHOSPHORE	
	Bulstrode ²	Yamaska ³	Bulstrode ²	Yamaska ³
Population humaine	25	195	2.6	20
Animaux d'élevage	2,160	3,585	100	820
Fertilisation des terres en culture	580	735	385	440
Industries diverses ⁴	---	---	---	---

¹ Les densités de production ont été calculées selon la méthode décrite dans Cluis et al. (1975) à partir des résultats du recensement de Statistique Canada (1971).

² Pour la rivière Bulstrode, les calculs rendent compte de la production de substances nutritives sur le territoire en amont de Victoriaville (132 mi², 342 km²).

³ Pour la rivière Yamaska, les calculs rendent compte de la production de substances nutritives sur le territoire en amont de la ville de Yamaska (1771 mi², 4588 km²).

⁴ Les données concernant la production industrielle de substances nutritives ne sont pas disponibles (voir Cluis et al., 1975). Les apports en ces substances sont donc surement sous-estimés dans le cas de la Yamaska. Pour la Bulstrode, par contre, aucune industrie importante n'a été identifiée sur le territoire en amont de Victoriaville.

Site du réservoir

Dans le cadre de son inventaire biophysique, le Service de Qualité des Eaux du MRN a apporté une attention particulière au site même du futur réservoir (Lamontagne et al., 1974). Une carte du site fut dressée; (figure 2-2) elle indique les champs qui sont cultivés, la quantité et la composition des engrais chimique qu'on y épand, la quantité d'insecticides employés et enfin la répartition des différentes plantes. On y a aussi indiqué le type de fond de la rivière à cet endroit.

La morphologie naturelle de la cuvette se caractérise surtout par son relief peu accentué. A la cote 425, le volume de l'eau emmagasinée s'élèverait à environ $90 \times 10^6 \text{ pi}^3$, tandis que la superficie du plan d'eau serait de $10 \times 10^6 \text{ pi}^2$. Bien que la profondeur "moyenne" soit donc d'environ 9 pieds, une partie importante du réservoir aurait moins de 6 pieds de profondeur; dans cette partie, des aires appréciables pourraient s'assécher lors de la baisse normale du niveau du réservoir en étiage.

Dans la cuvette du futur réservoir, les terrains sont presque totalement des aires de culture, exception faite de quatre zones marécageuses de superficie restreinte (voir figure 2-2). Comme c'est le cas ailleurs dans la partie "plaine" du bassin versant, la roche-mère est faite des schistes qui se retrouvent parfois à la surface sous forme d'affleurements rocheux; les dépôts qui couvrent normalement cette roche-mère sont d'origine fluvio-glaciaire ou glacio-lacustre.

Un relevé pédologique préliminaire¹ a laissé entrevoir l'existence, dans la cuvette, de plusieurs types de sol. Un deuxième relevé, dont la méthodologie et les résultats sont discutés plus loin, a confirmé cette première observation sur l'hétérogénéité des sols dans la cuvette (voir section 3.2.1).

¹ Ce relevé pédologique a été effectué en 1971 par le Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec.

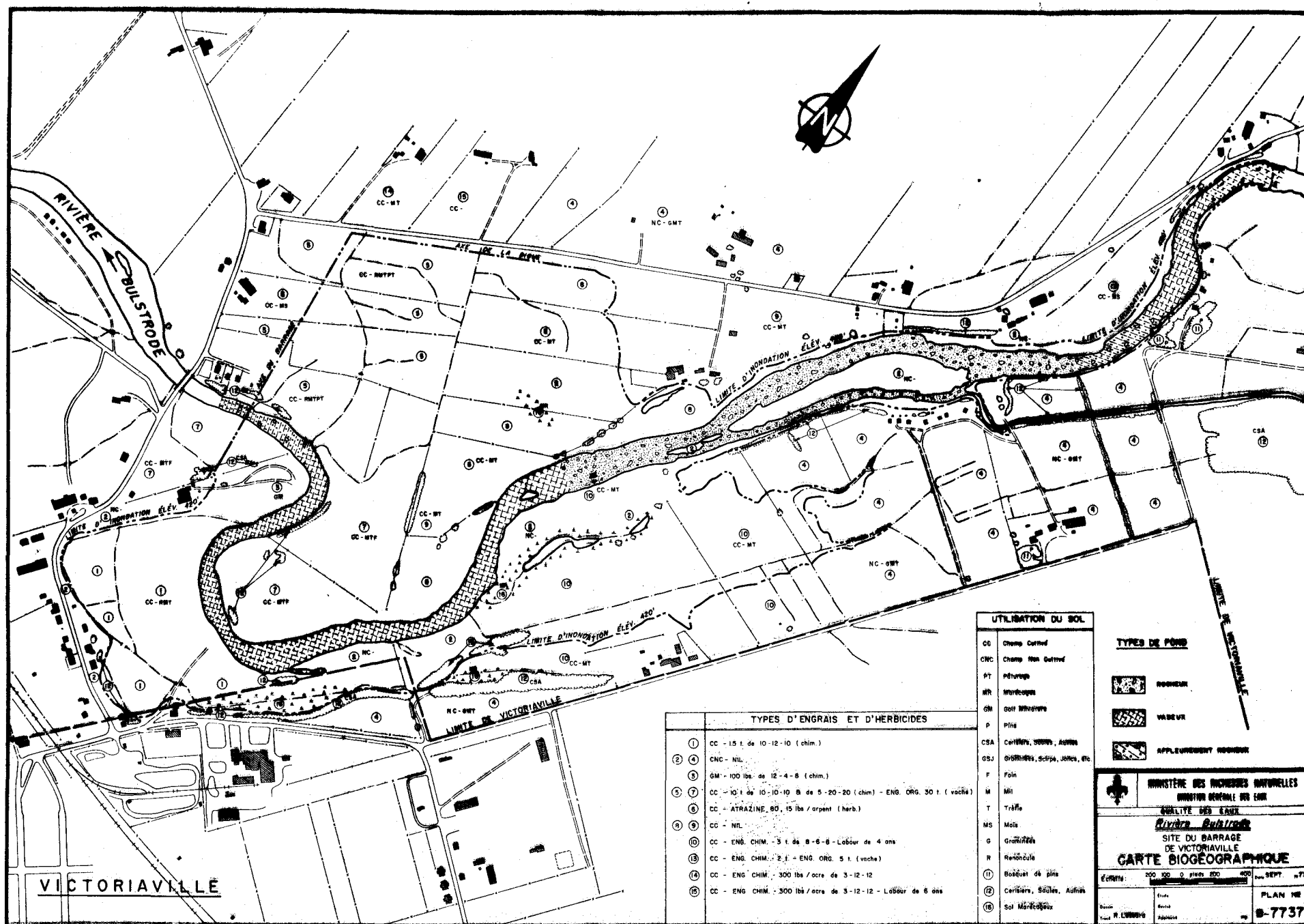


Fig. 2.2

2.2.2 Météorologie, climatologie

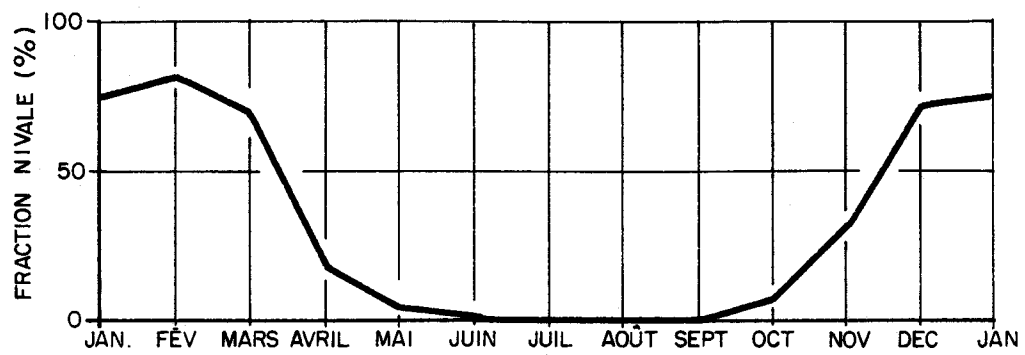
Climat

Grâce à des études effectuées par le Service de Météorologie du MRN à l'échelle du Québec (Ferland et Gagnon, 1967; Ferland, 1969; Massin, 1971) et à l'échelle de la région d'étude (Boivin et Ferland, 1974; Villeneuve, 1971), il est possible de caractériser le climat du bassin versant de la rivière Bulstrode.

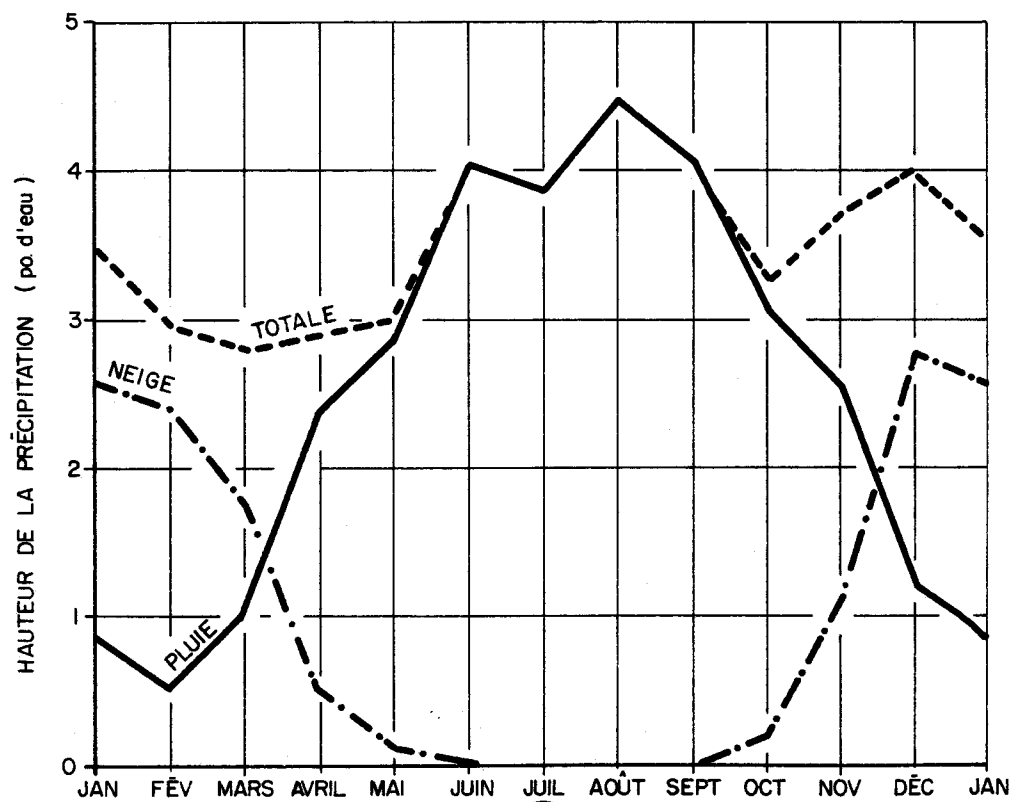
Le bassin de la Bulstrode fait partie, d'après la classification de Köppen, d'une grande zone de climat continental humide caractérisée par des étés plutôt chauds. Les écarts de température journalière sont particulièrement élevés, surtout en hiver. La température moyenne de juillet (66°F) et les températures maximales sont parmi les plus élevées au Québec. La région de Victoriaville a une température qui se situe dans la moyenne des régions de la plaine du Saint-Laurent, et un peu au-dessous de celle de la région de Montréal.

Les précipitations annuelles y sont relativement abondantes (moyenne de 43 pouces) et leur répartition sur l'ensemble de l'année est plutôt uniforme (variabilité de 10%). La figure 2-3 nous montre la variation de la précipitation mensuelle moyenne totale et sous forme de pluie et de neige, ainsi que la variation de la fraction nivale. On voit que la précipitation totale mensuelle moyenne est minimale en mars et maximale en août. A cause des températures élevées, la saison hivernale est plutôt courte et la fraction nivale minimale dans cette région. A l'échelle du Québec, les précipitations nivales tombant sur Victoriaville ont une valeur intermédiaire entre les valeurs obtenues au sud-ouest du Québec où la neige est moins abondante, et les régions situées au sud, au nord et au nord-est où la neige est beaucoup plus abondante.

Deux caractéristiques climatiques ayant une importance évidente dans l'étude d'un réservoir sont la probabilité de fortes précipitations et



(a)



(b)

Fig. 2-3 : Régime annuel de la précipitation totale, de la pluie, de la neige (b) et de la fraction nivale (a).
(Boivin et Ferland , 1974)

l'évapotranspiration potentielle. La figure 2-4 montre la fréquence de dépassement des pluies supérieure à 1.50 pouce. La région de Victoriaville, comme la plupart des régions du sud du Québec, a des pluies estivales d'une grande fréquence et d'une forte intensité, surtout au moins d'août.

En absence de mesures évaporométriques directes, l'évapotranspiration potentielle a été calculée à partir de la théorie de Thorntwaite. La figure 2-5 nous donne la variation mensuelle de l'évaporation potentielle de la précipitation. L'évaporation potentielle provient des mesures obtenues avec un bac Wright. La valeur annuelle de l'évapotranspiration à Victoriaville, qui est de 22.2 pouces, est parmi les plus élevées au Québec. A cause des conditions de température et d'ensoleillement, on voit que l'évapotranspiration est maximale en juillet et nulle entre décembre et mars. On peut noter aussi qu'il existe un déphasage entre les mois qui ont une évaporation potentielle maximale (mai), une évapotranspiration potentielle maximale (juillet) et une précipitation mensuelle maximale (août).

La répartition directionnelle des vents observés dans la région de Victoriaville se distingue de la tendance générale qui prévaut au Québec méridional (Boivin et Ferland, 1974). Ainsi, on y trouve en toute saison une prédominance des vents du sud-est et une faible fréquence des vents du nord-est. Le vent du sud-est est le plus important avec une fréquence annuelle de 35%, en regard de 21% pour le sud-ouest et 10% pour l'ouest. Quant aux temps calmes, ils sont peu nombreux (3.8% annuellement). La vitesse moyenne du vent varie de 13.3 milles à l'heure en janvier à 8.2 milles à l'heure en juillet, pour une moyenne annuelle de 11.6 milles à l'heure.

La station météorologique opérée par l'INRS-Eau a permis de connaître précisément les conditions météorologiques qui ont prévalu à proximité du site du futur réservoir durant la période de juillet à octobre 1973. La figure 2-6 montre les variations hebdomadaires des précipitations, les températures moyennes, l'évaporation et le rayonnement. On trouvera en appendice 1-1 une étude plus détaillée des conditions météorologiques qui ont prévalu durant la période d'étude.

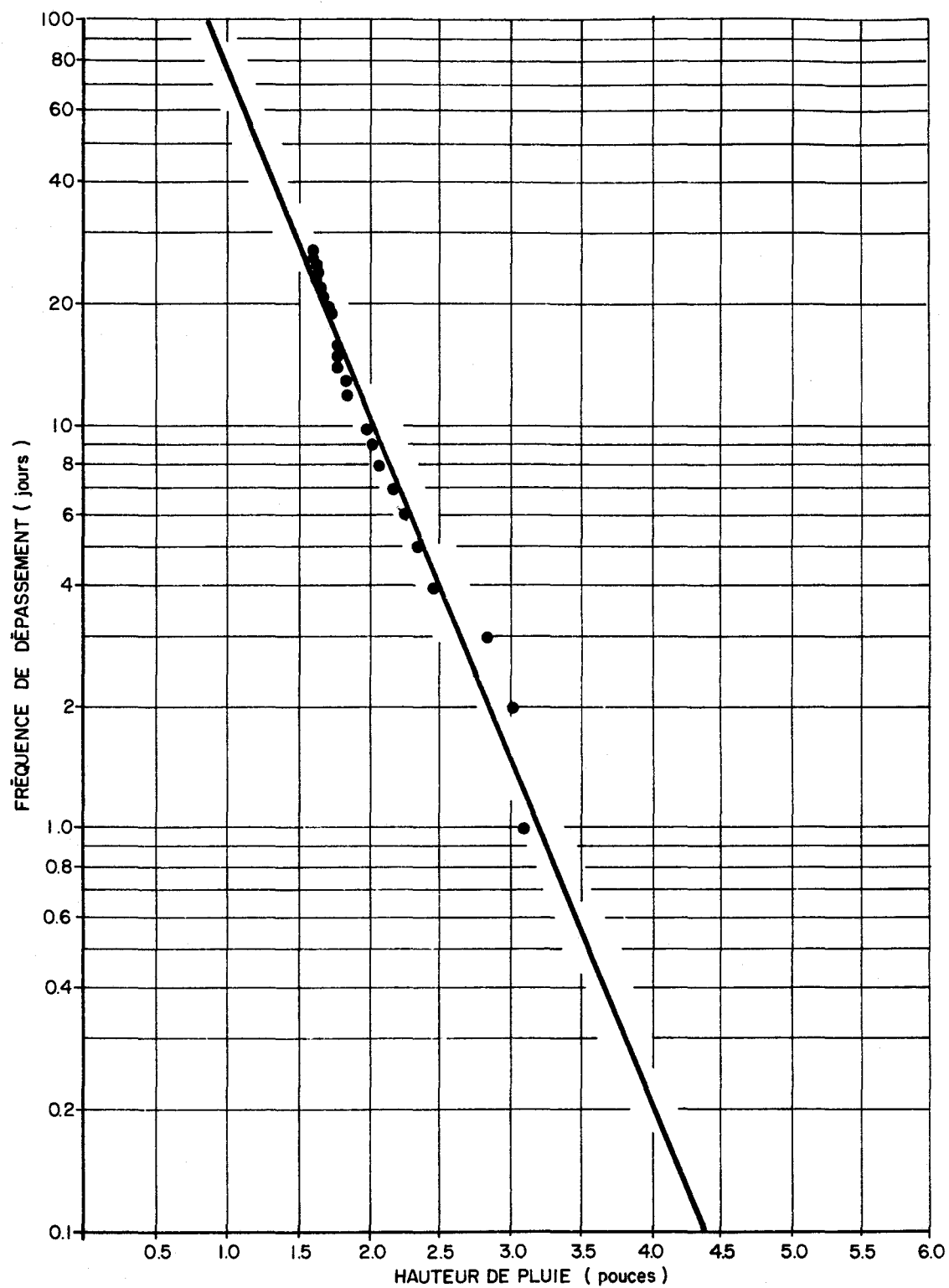


Fig. 2-4 : Fréquence de dépassement des fortes pluies (+ de 1.5")
(Boivin et Ferland, 1974)

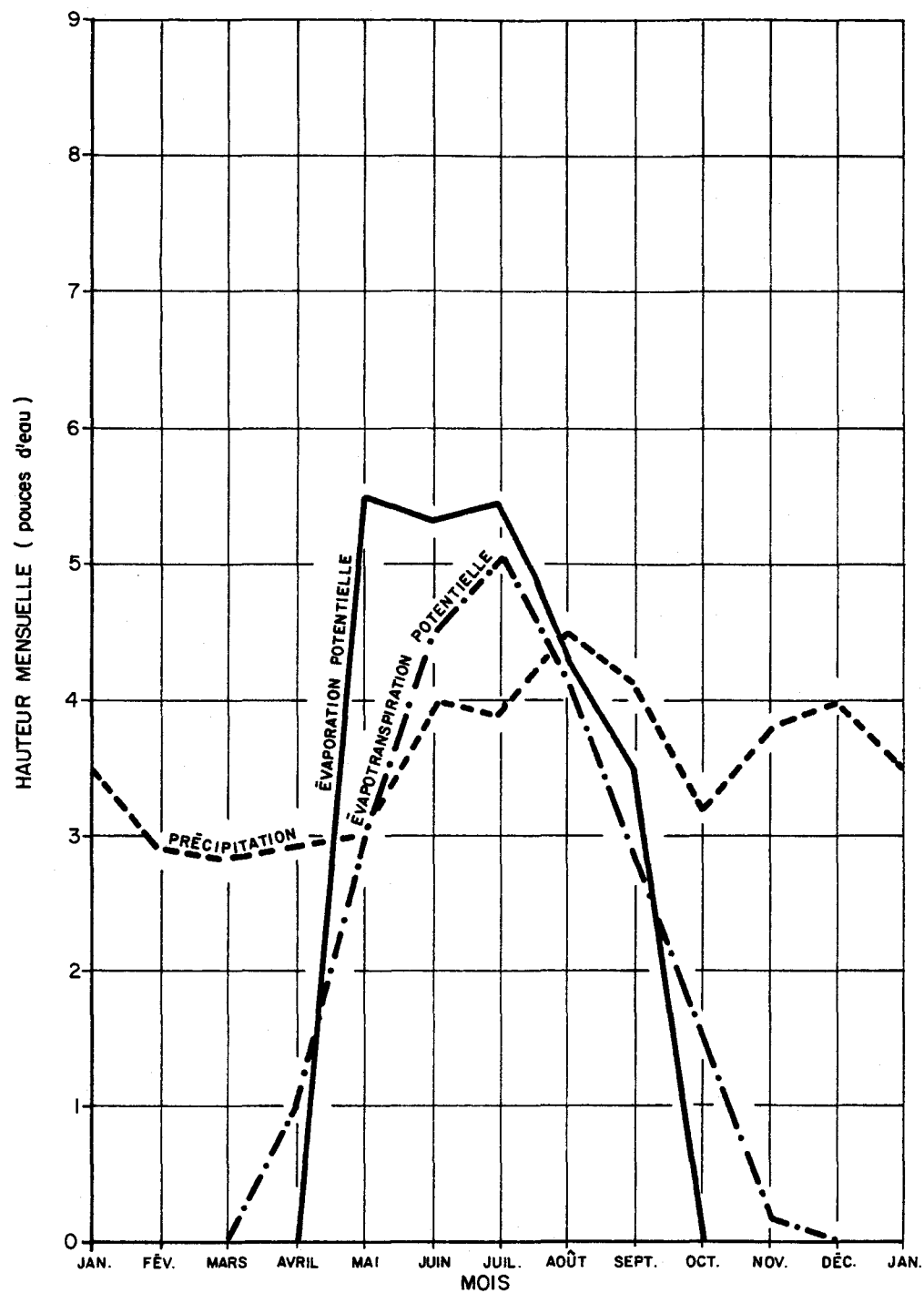


Fig. 2-5: Régime annuel de l'évaporation potentielle, de l'évapotranspiration potentielle et de la précipitation (Boivin et Ferland, 1974)

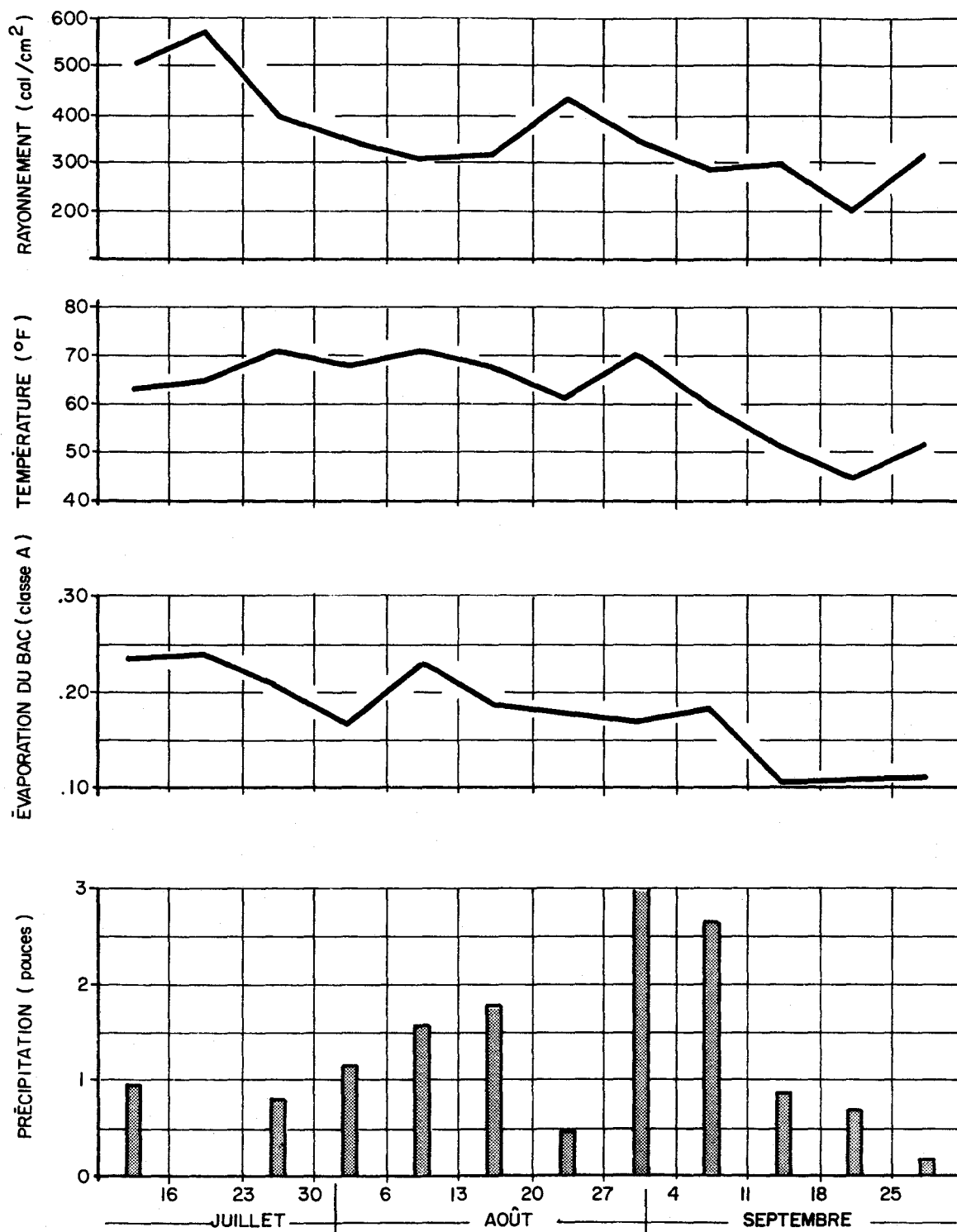


Fig. 2 -6 : Variation hebdomadaire de la précipitation, évaporation du bac de classe A , température moyenne et rayonnement .

Bilan énergétique

Puisque tous les processus physiques, chimiques et biologiques dans un réservoir seront influencés par la structure thermique de celui-ci, il importe de prévoir la température du réservoir en fonction de la profondeur et du temps. Un bilan énergétique appliqué sur une masse d'eau peut permettre de prédire son régime thermique (température de l'eau; stratification), et peut apporter des éléments de décision quant à la localisation et à l'aménagement de futurs réservoirs. La méthode de calcul du bilan énergétique, en renseignant sur les principales composantes énergétiques d'un environnement physique donné, peut aussi fournir des indications concernant les mécanismes d'interaction régissant l'équilibre écologique d'un écosystème.

On trouvera en appendice 1-2 un calcul de bilan énergétique pour une journée ensoleillée d'été qui est représentative de conditions rencontrées en été. Les résultats de ces calculs ont été appliqués aux bassins expérimentaux servant à simuler les conditions du réservoir (voir section 3.2.3), et un essai de transposition des résultats a été fait au réservoir. Le tableau 2-3 présente les résultats de ce calcul.

L'examen de ce tableau révèle que la variation d'énergie emmagasinée par les bassins expérimentaux est environ trois fois plus grande que la variation d'énergie emmagasinée par le réservoir pour une même surface. A partir de ces variations d'emmagasinement d'énergie, on peut expliquer les variations journalières de température de l'eau des bassins expérimentaux, et on peut prédire les variations journalières de la température de l'eau du futur réservoir, ceci en supposant qu'il n'y existera pratiquement pas de stratification thermique.

La variation journalière de température peut s'écrire:

$$\Delta T = \frac{(\text{Energie emmagasinée} + \text{énergie perdue}) \times \text{surface}}{\text{volume d'emmagasinement}}$$

TABEAU 2-3: COMPOSANTES DU BILAN ENERGETIQUE (cal/cm^2) POUR LE RESERVOIR ET LES BASSINS EXPERIMENTAUX POUR UNE JOURNEE TYPIQUE ENSOLEILLEE D'ETE.

	HEURE	ENERGIE NETTE DE RADIATION ABSORBEE	ENERGIE D'EVAPORATION	TRANSFERT DE CHALEUR	ECHANGE AVEC LE SOL	ENERGIE EMMA- GASINEE
RESERVOIR	06 - 18	430	-235	-135	-20	-40
	18 - 06	-75	15	10	10	-40
BASSINS	06 - 18	420	-185	-110	-	-125
EXPERIMEN- TAUX	18 - 06	-85	-10	-15	-15	-125

Pour un flux d'énergie de 250 cal/cm^2 et une hauteur de 90 à 95 cm, on obtient une variation de température de l'eau des bassins expérimentaux de 2.6 à 2.8°C . Dans le cas du réservoir avec une surface de 10^7 pi^2 , un volume de $90 \times 10^6 \text{ pi}^3$ d'eau et un flux de 80 cal/cm^2 , les variations journalières de température seraient de l'ordre de 0.3°C .

Les écarts de température enregistrés dans les bassins expérimentaux sont présentés dans le tableau 2-4. Les écarts moyens de température pour les mois de juillet, août et septembre sont respectivement 2.8°C , 3.1°C et 3.5°C ($5-6^\circ\text{F}$) et correspondent bien aux écarts de température calculés à partir du bilan énergétique. Pour le futur réservoir, ces écarts de température seront moindres à cause d'un plus petit rapport surface/volume et d'un plus faible emmagasinage spécifique d'énergie.

Le calcul de la variation de l'emmagasinage d'énergie au cours d'une journée a été fait dans les conditions d'équilibre énergétique où les gains faits durant le jour sont compensés exactement par les pertes subies au cours de la nuit. Pour prédire l'accumulation saisonnière d'énergie et la température moyenne du futur réservoir, il faudrait faire un bilan énergétique mensuel et saisonnier. Cependant, il n'est pas possible présentement de faire ce calcul à cause du manque de données sur les composantes énergétiques, principalement l'évaporation et la radiation, et de la difficulté d'évaluer l'importance de l'énergie d'advection provenant de la rivière. En période d'étiage estival, durant laquelle les composantes énergétiques principales seront celles indiquées au tableau 2-3, on peut affirmer que la température moyenne du futur réservoir sera inférieure d'environ 2°C à 3°C à la température moyenne observée dans les bassins expérimentaux pour les raisons suivantes:

- le rapport surface/volume est plus faible;
- l'évaporation et le transfert de chaleur à l'atmosphère seront un peu plus élevés à cause d'une plus grande exposition au vent;
- l'échange d'énergie avec le sol sera plus élevé à cause d'une plus grande profondeur.

TABEAU 2-4 : TEMPERATURES MAXIMALES, MINIMALES ET MOYENNES ($^{\circ}\text{C}$) ENREGISTREES
DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX AUX MOIS DE JUILLET, AOUT ET
SEPTEMBRE 1973

JUILLET				AOUT				SEPTEMBRE			
DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}	DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}	DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}
18	25.0	22.0	23.5	13	24.0	21.5	23.0	4	27.0	23.0	25.0
19	25.5	23.0	24.0	14	23.0	21.0	22.0	5	26.0	20.0	23.0
20	25.5	23.0	24.0	20	26.0	21.5	24.0	6	21.5	18.5	20.0
24	25.5	22.0	24.0	21	25.0	22.0	23.5	11	15.5	13.0	14.0
25	26.5	24.0	25.0	23	19.5	16.5	18.0	12	15.5	12.0	14.0
				24	19.5	17.0	18.0	13	15.5	14.5	15.0
				25	20.0	16.5	18.0	17	14.5	10.0	12.0
				28	24.0	21.0	22.5	18	13.0	10.5	12.0
				29	24.0	20.0	22.0	24	13.0	9.0	11.0
				30	26.5	25.5	26.0	25	14.5	11.0	13.0
								26	13.5	10.0	12.0
								27	16.5	13.0	15.0
MOY	25.6	22.8	24.1		23.2	20.2	21.7		17.2	13.7	15.5

On suppose, dans ce cas, que la forme du réservoir facilitera une certaine circulation au fond et qu'il n'existera pratiquement pas de stratification thermique.

2.2.3 Hydrologie

Les débits mensuels moyens de la rivière Bulstrode pour la période 1967 - 1971, tels que présentés à la figure 2-7, donnent une idée de la disponibilité en eaux de surface pour le réservoir projeté. Le module annuel est de l'ordre de $300 \text{ pi}^3/\text{sec.}$, ce qui correspond à une lame d'environ 30 pouces sur toute l'étendue du bassin. Environ 60% de cette quantité d'eau s'écoule durant les mois de mars, avril et mai.

En divisant le volume du futur réservoir (cote 425) par les débits mensuels moyens, on obtient une mesure de la variation mensuelle du temps de séjour des eaux dans le réservoir. Comme le démontre le tableau 2-5, ce temps de séjour varie durant l'année, étant minimal au printemps (< 1 jour) et maximum en hiver et en été (7-17 jours).

L'élaboration des plans d'un réservoir nécessite la connaissance des débits garantis, avec une probabilité de dépassement connue. Dans le cas du réservoir à Victoriaville, la durée de la période d'observation (1966-71) ne permettait pas d'analyse statistique des débits. Par contre, il a été possible d'obtenir les données hydrométriques nécessaires par transposition des débits enregistrés depuis 1929 sur une rivière voisine, la Nicolet Sud-Est (MRN, 1971).

Par comparaison des courbes de tarissement des deux rivières, on a pu démontrer que la rivière Bulstrode avait une récession plus faible. Avec des facteurs de correction des débits de la rivière Bulstrode par rapport aux débits de la rivière Nicolet, il a été possible d'obtenir les débits minimums garantis pour différentes périodes de jours consécutifs (tableau 2-6a).

TABEAU 2-5 : DEBITS MENSUELS MOYENS DE LA RIVIERE BULSTRODE (1967-1971),
ET VARIATION MENSUELLE DU TEMPS DE SEJOUR DES EAUX DANS LE
FUTUR RESERVOIR A VICTORIAVILLE

Mois	débit mensuel (pi ³ /sec)		temps de séjour des eaux ¹ (jours)
	intervalle	moyenne	
JANVIER	39 - 105	69	15
FEVRIER	33 - 151	85	12
MARS	58 - 720	303	3
AVRIL	587 - 1930	1381	<1
MAI	184 - 744	483	2
JUIN	34 - 219	103	10
JUILLET	22 - 98	63	17
AOUT	17 - 484	155	7
SEPTEMBRE	51 - 629	321	5
OCTOBRE	114 - 352	218	5
NOVEMBRE	99 - 473	253	4
DECEMBRE	111 - 602	292	4
MOYEN ANNUEL	202 - 356	303	3

$$^1 \text{ Temps de séjour (jours)} = \frac{\text{Volume du réservoir (90 x 10}^6 \text{ pi}^3 \text{ à la cote 425)}}{\text{débit moyen (pi}^3 \text{/sec)} \times 60 \times 60 \times 24}$$

$$= \frac{1042}{Q}$$

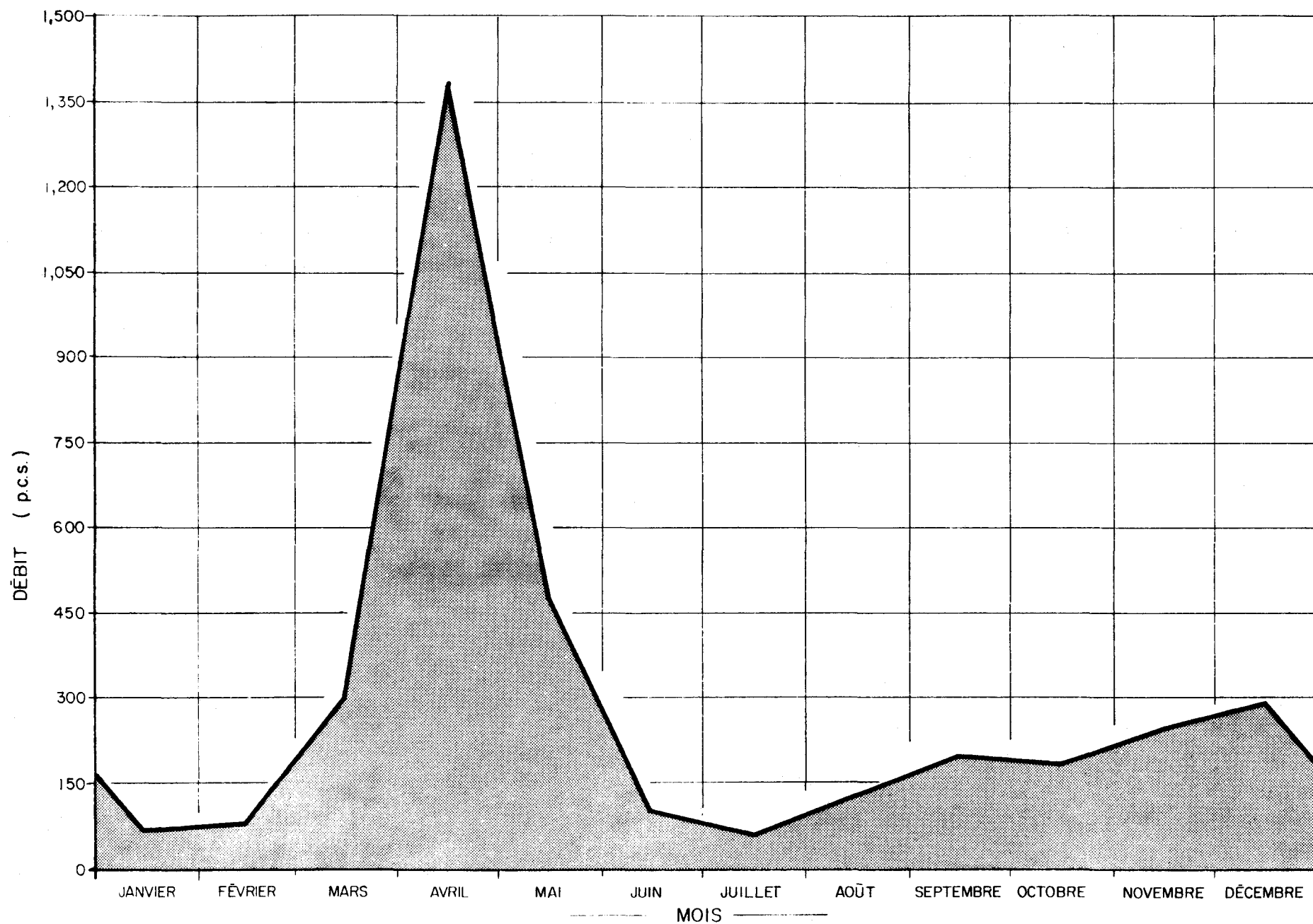


Fig. 2-7 : Débits moyens mensuels . Station 03 0104 (R. Bulstrode 1967-1971) .

TABLEAU 2-6a : DEBITS MINIMUMS GARANTIS DE LA RIVIERE BULSTRODE¹

Fréquence de dépassement	JOURS CONSECUTIFS ²											
	1	3	7	10	15	30	60	90	120	150	183	274
.99	.3	.8	1.0	1.1	1.2	1.8	3.9	5.9	8.4	14.6	28.7	125.0
.98	.4	1.1	1.3	1.4	1.5	2.3	4.9	7.5	10.9	18.2	34.3	135.7
.95	.7	1.5	1.8	1.9	2.2	3.3	7.0	10.7	15.6	24.8	44.3	152.9
.90	1.1	2.0	2.3	2.6	2.9	4.4	9.3	14.4	21.2	32.2	55.1	168.9
.80	1.9	2.7	3.3	3.6	4.1	6.3	12.9	20.2	30.2	43.7	70.4	189.0
.50	4.5	5.1	6.0	6.6	7.6	11.8	23.0	36.6	56.0	75.0	108.0	231.0

TABLEAU 2-6b : DEBITS MAXIMUMS JOURNALIERS DE LA RIVIERE BULSTRODE¹

Période de retour (années)	10	20	50	100	1000
Débits maximums (pi^3/sec)	7050	7650	8300	9500	11,750
Débits maximums instantanés (pi^3/sec)	14,100	15,300	16,600	19,000	23,500

¹ Débits transposés (voir MRN, 1971)² Débits exprimés en pi^3/sec

Par comparaison des débits maximums des rivières Bulstrode et Nicolet, on a constaté que les débits de pointe de la Bulstrode étaient supérieurs d'environ 30%. En appliquant un facteur de correction approprié aux débits maximums journaliers de la rivière Nicolet, analysés suivant la théorie statistique des valeurs extrêmes de Gumbel, on a obtenu les débits de crues journaliers pour des périodes de retour de 10 à 1000 ans (tableau 2.6b).

Au cours de la période de juin à octobre, on enregistre habituellement des écarts de débit très élevés (p. ex. $14000 \text{ pi}^3/\text{sec.}$ le 29 août 1971 et $1 \text{ pi}^3/\text{sec.}$ le 16 août 1968). La figure 2-8 nous donne la variation des débits journaliers moyens de la rivière Bulstrode pour la période du 1 juin au 20 octobre 1973. A partir de ce graphique et des écarts de débit rencontrés, on peut dire que le bassin de la Bulstrode se comporte comme d'autres bassins de faible superficie, dont les réserves en eau souterraines sont plutôt faibles et dont l'influence de la pente générale et de l'utilisation du terrain facilitent le ruissellement. On voit aussi, à partir de ce graphique, l'importance de la construction d'un réservoir permettant à la ville de Victoriaville de s'approvisionner en eau en période d'étiage.

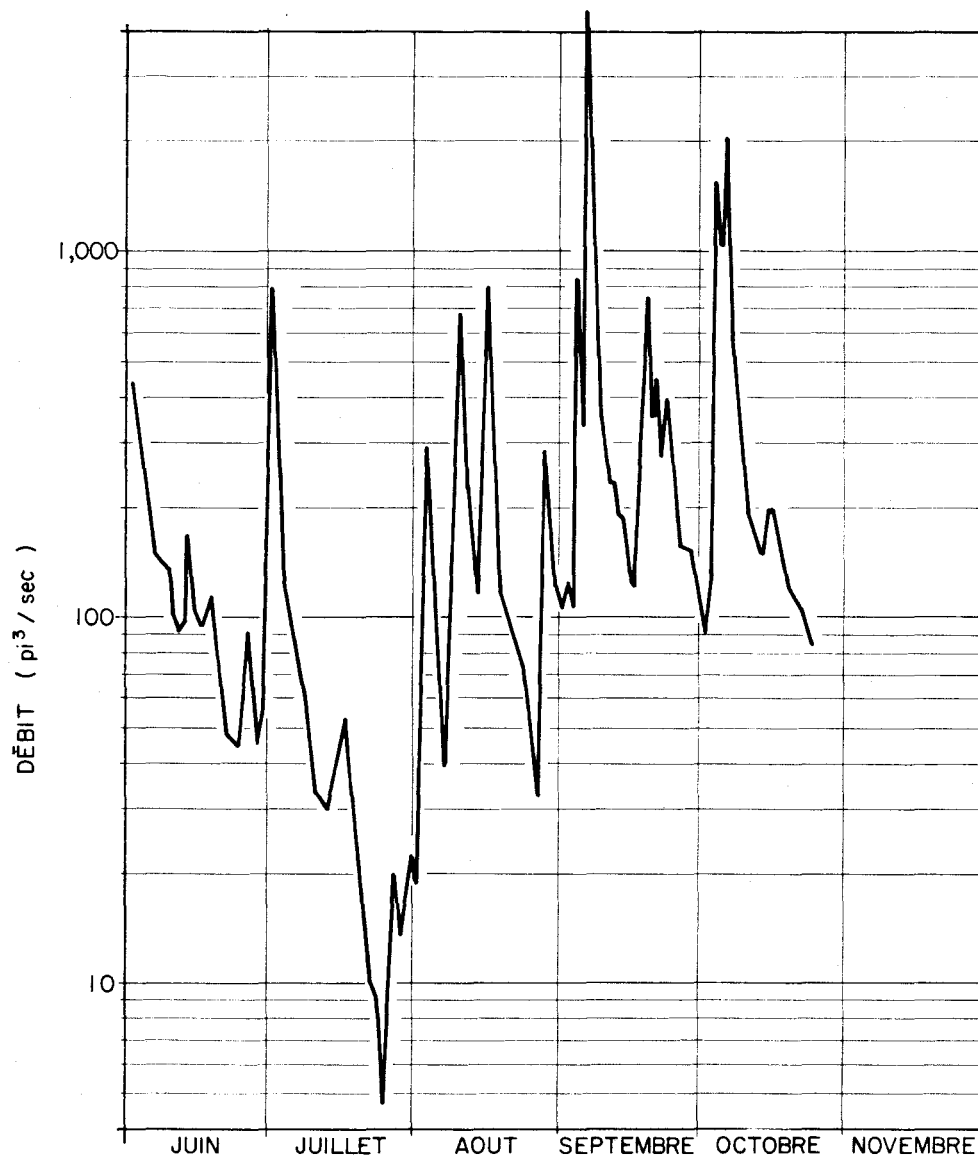


Fig.2-8 : Variation des débits journaliers moyens de la rivière Bulstrode pour la période du 1 juin au 20 octobre 1973 (station hydrométrique 030104)

2.2.4 HYDROCHIMIE

Eaux atmosphériques

L'échantillonnage des eaux de précipitation au site du réservoir s'est réalisé en continu du 5 juillet au 2 octobre 1973, période pendant laquelle on a suivi de près les bassins expérimentaux (voir section 3.2.2). Les figures 2-9 à 2-12 démontrent la variation hebdomadaire des concentrations et des charges¹ en ions majeurs et en substances nutritives des eaux de précipitation de la région de Victoriaville. Sauf pour le potassium et le magnésium, les concentrations et les charges varient grandement d'une semaine à l'autre. Soulignons que de telles variations sont souvent rencontrées: les concentrations des ions retrouvés dans la pluie ou la neige varient considérablement d'une précipitation à une autre, leur domaine de variation étant particulièrement grand pour des précipitations peu abondantes (Georgi et Weber, 1960). Même sur une base mensuelle, les concentrations ioniques varient souvent d'un facteur égal à 2 ou 3.

Le tableau 2-7 présente les concentrations moyennes observées dans les eaux de précipitation pendant l'été 1973. Pour fins de comparaison, le tableau comprend également des valeurs moyennes observées à Pittsburg, dans le New-Hampshire, station située à environ 80 milles au sud-est de Victoriaville (Pearson et Fisher, 1971). L'examen du tableau ne révèle pas de différences marquées, sauf pour les nitrates et le pH, les concentrations en nitrate et en ion hydrogène étant plus élevées à Victoriaville.

¹ Charges: concentration dans les eaux de précipitation x hauteur de la précipitation. Ce calcul intègre les retombées sèches.

TABLEAU 2-7 : COMPOSITION PHYSICO-CHIMIQUE DES PRECIPITATIONS A VICTORIAVILLE (CETTE ETUDE) ET A PITTSBURG, N.H. (Pearson et Fisher, 1971).

Concentration moyenne ¹		
Paramètre	Victoriaville (été 1973)	Pittsburg, N.H. (année 1965-66)
Ca	0.55	0.54
Mg	0.06	0.08
Na	0.42	0.47
K	0.16	0.14
SO ₄	4.1	3.6
Cl	0.76	0.46
HCO ₃	-	0.51
N-NH ₄	0.24	0.19
N-organique	0.25	-
N-NO ₂₋₃	0.30	0.09
N-total	0.79	-
SiO ₂	0.67	-
Fe	0.06	-
H ⁺	0.05 (pH 4.3)	0.021 (pH 4.7)
Σ cations (m eq/l)	0.116	.092
Σ anions (m eq/l)	0.127	.053

1

concentrations moyennes pondérées, exprimées en mg/l, à moins d'indication contraire:

$$[X]_{\text{moyenne}} = \frac{\sum_{i=1}^n [X]_i H_i}{\sum_{i=1}^n H_i}, \text{ où } [X]_i = \text{concentration du paramètre X dans l'échantillon composite de la } i\text{-ième semaine}$$

H_i = hauteur de la précipitation

i = indice hebdomadaire

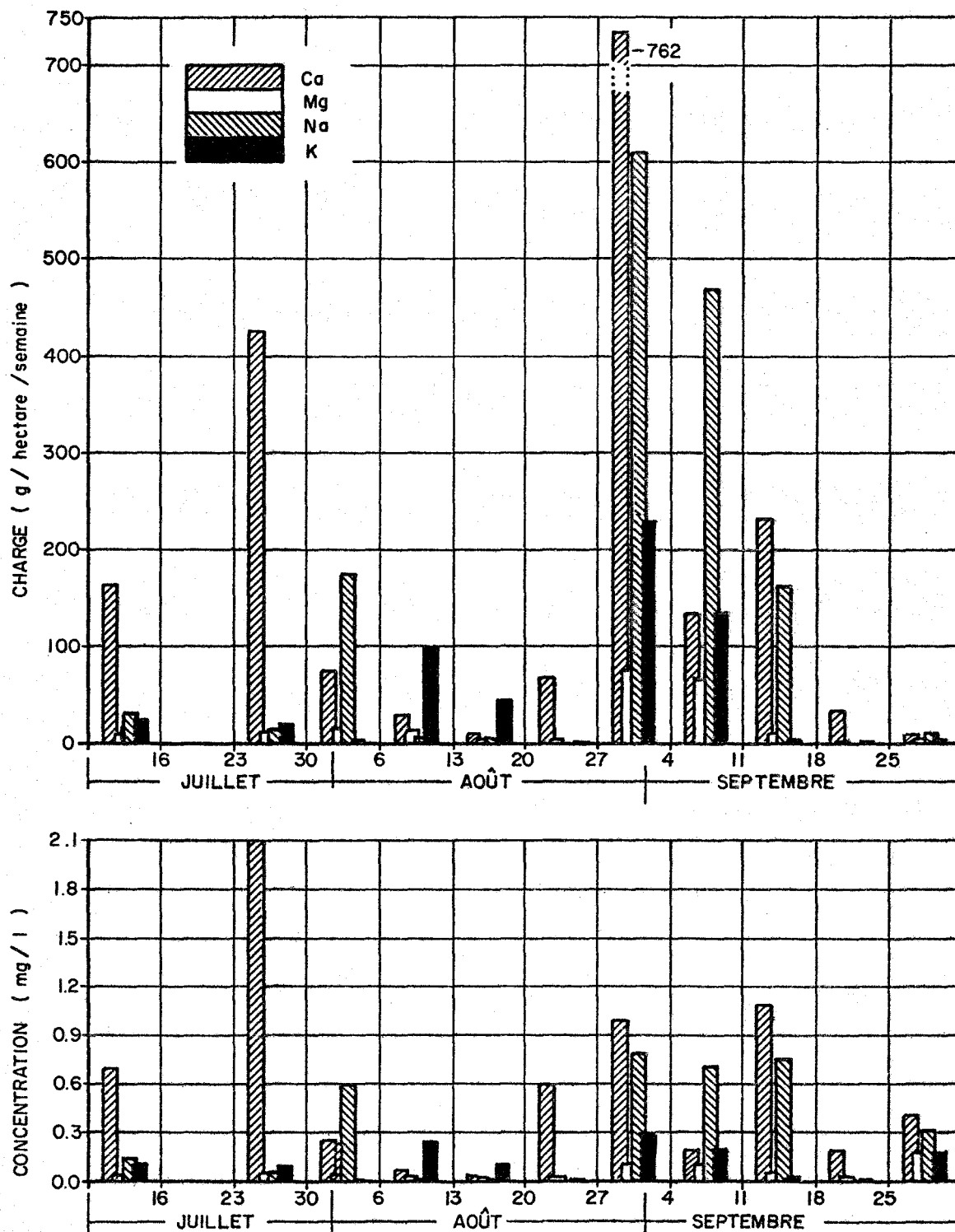


Fig. 2-9: Variation hebdomadaire des concentrations (mg / l) et des charges (g / hectare / semaine) de Ca, Mg, Na et K dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973 .

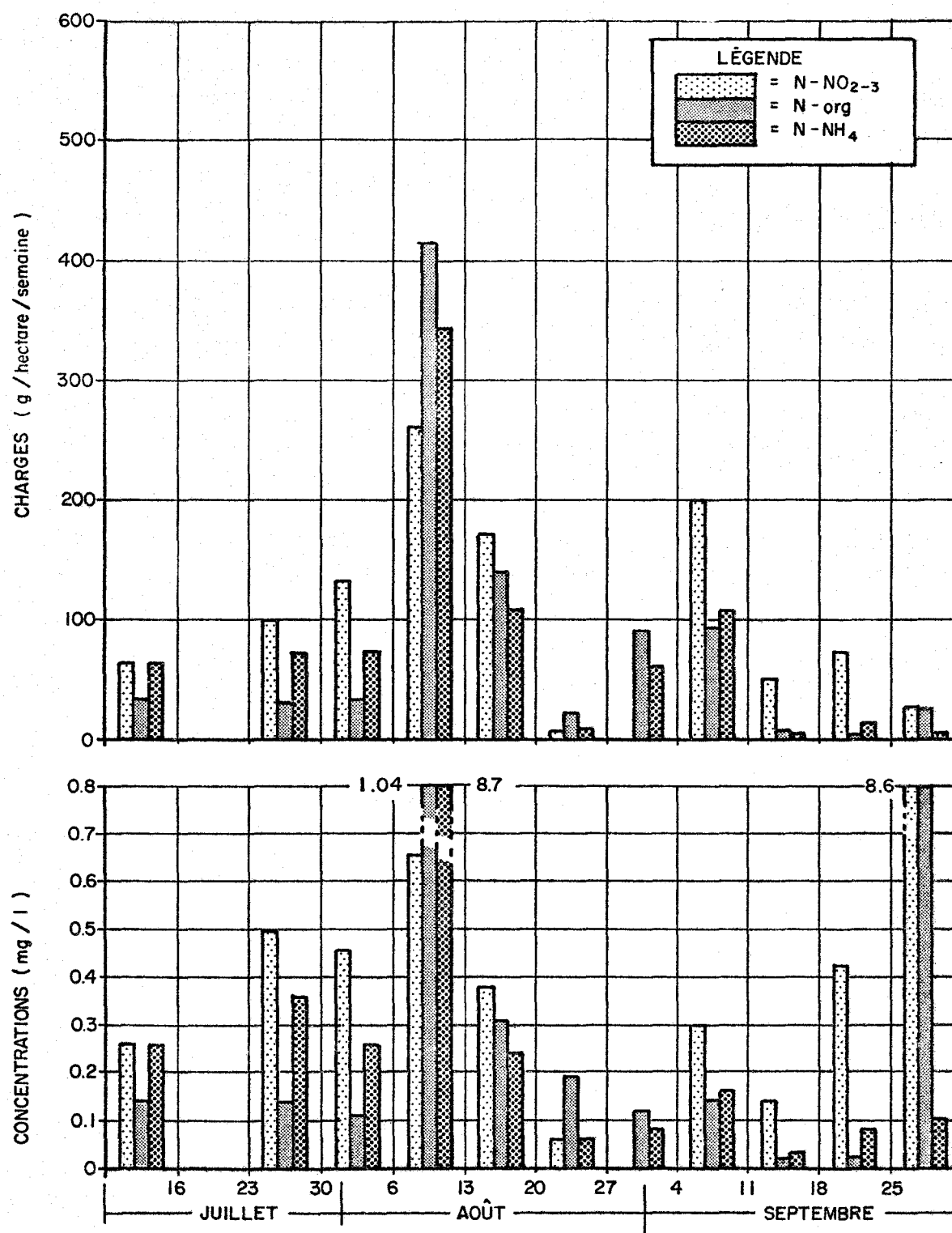


Fig. 2-10 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et des charges (g/hectare/semaine) de N-NO_{2-3} , N-org et N-NH_4 dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973.

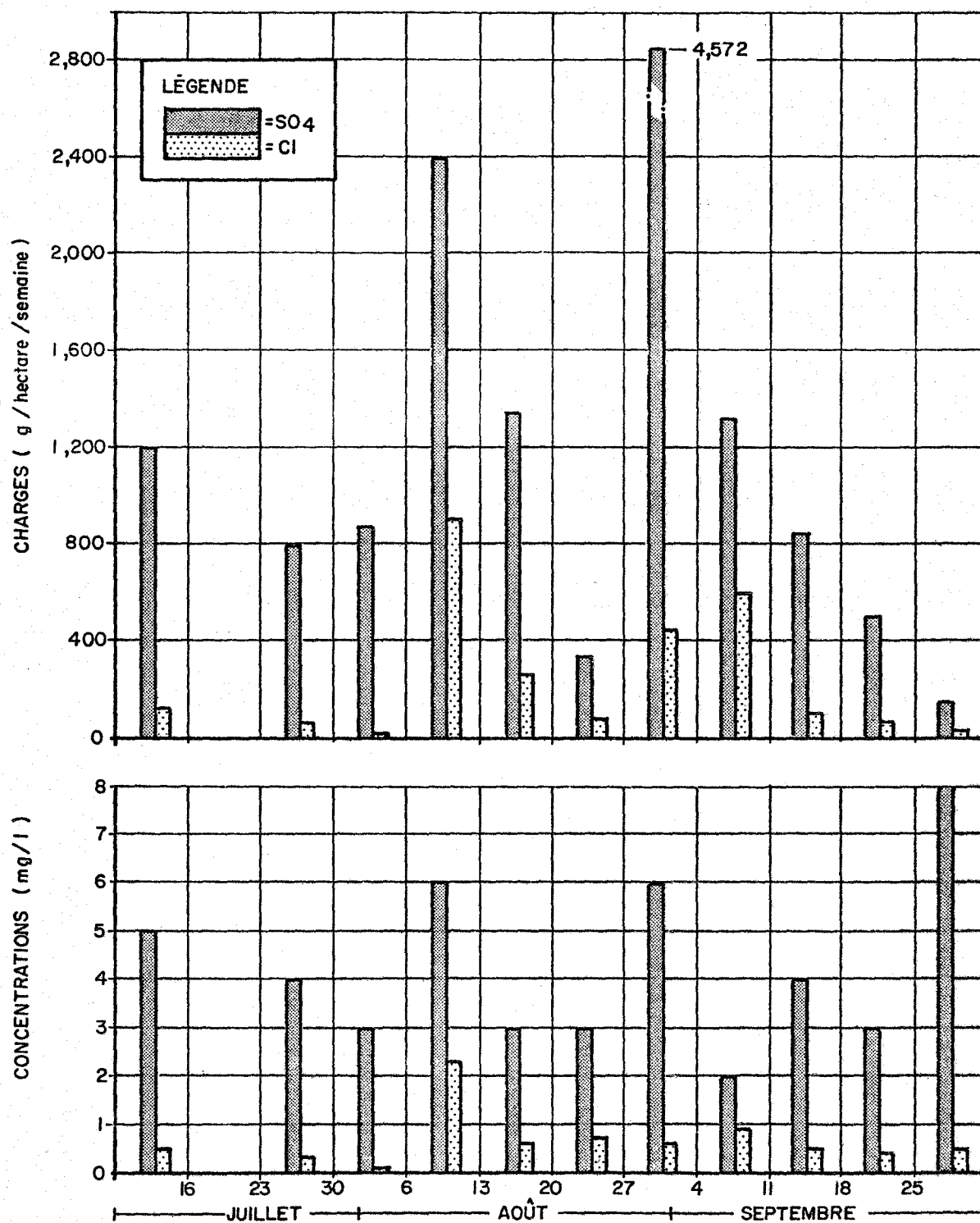


Fig. 2-11 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et des charges (g/hectare/semaine) de Cl et SO_4 dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973.

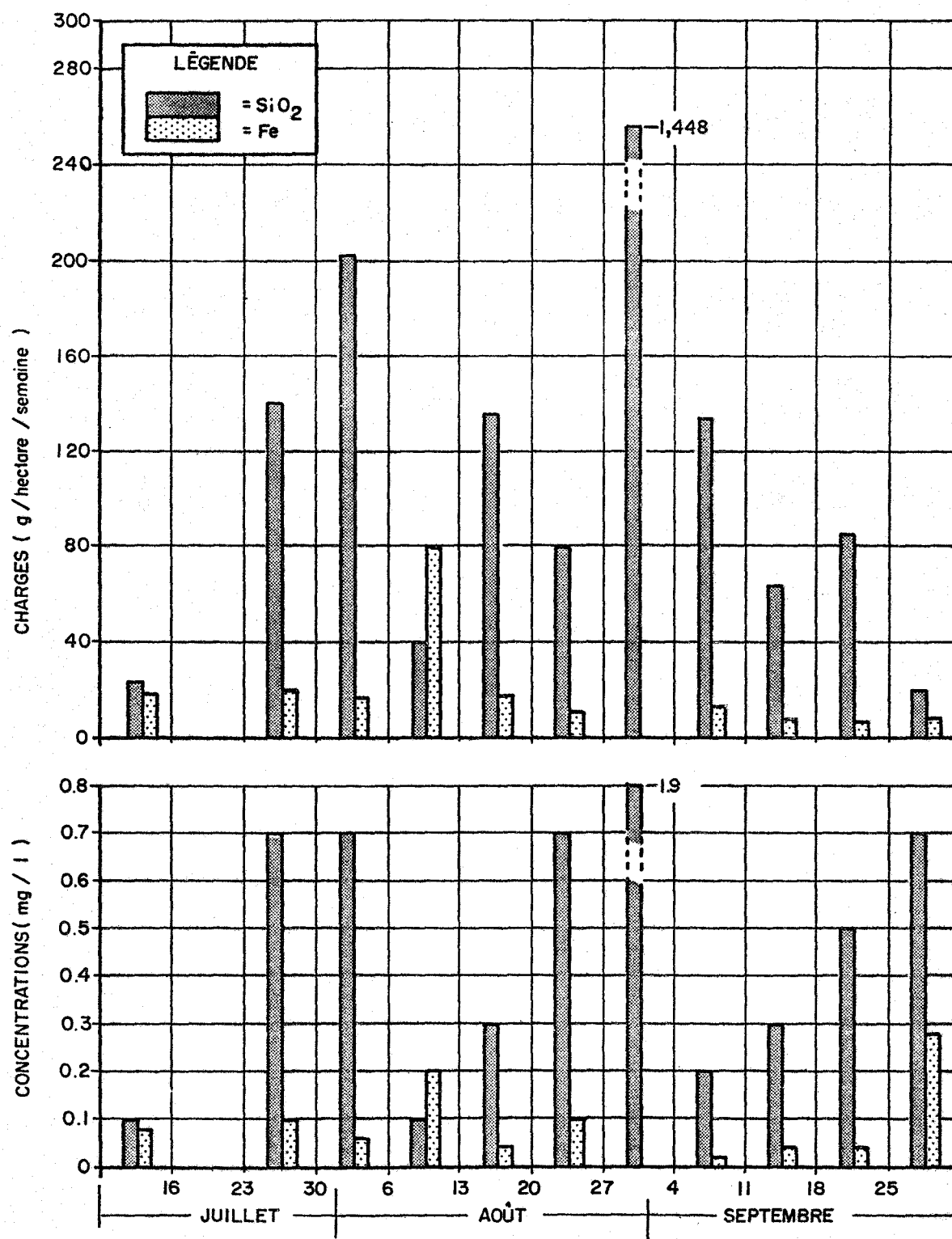


Fig.2-12 : Variation hebdomadaire des concentrations (mg/l) et charges (g / hectare / semaine) de SiO_2 et de Fe dans les eaux de précipitation de Victoriaville au cours de l'été 1973.

Eaux de rivière

La surveillance de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode se poursuit de façon intermittente depuis 1971. Bien que les paramètres mesurés et la fréquence de mesure aient varié au cours de cette période (voir section 2.1.4), l'ensemble des données acquises permettent de caractériser la qualité physico-chimique de l'eau de la Bulstrode pour différentes conditions hydrologiques, et de décrire l'évolution longitudinale de cette qualité de l'amont du bassin versant jusqu'à la confluence avec la rivière Nicolet.

Les prélèvements d'eau ayant été effectués en différentes saisons, durant des périodes d'étiage, de crue ou de décrue, il n'est pas surprenant de constater que les fluctuations des concentrations sont importantes. Comme c'est souvent le cas pour les cours d'eau dont le bassin versant est relativement petit, la valeur de chacun des paramètres peut varier du simple au double. Le tableau 2-8 montre les valeurs de concentrations dépassées 10%, 50% et 90% du temps pour la station d'échantillonnage opérée par l'INRS-Eau près du site du futur réservoir, et la station d'échantillonnage du MRN (030104D) qui est située en aval de Victoriaville.

L'examen du tableau 2-8 révèle que, rendues à Victoriaville, les eaux de la Bulstrode sont "moyennement minéralisées" (~ 120 mg/l en solides dissous; conductivité d'environ $170 \mu\text{-mhos cm}^{-1}$) et essentiellement bicarbonatées calciques ($\geq 80\%$ des sels dissous). Ces eaux appartiennent à la province géochimique des Appalaches (Meybeck, 1972), et leur composition est caractéristique des ruisseaux de basses montagnes (Nisbet et Verneaux, 1970).

TABLEAU 2-8: COMPOSITION PHYSICOCHIMIQUE DE L'EAU DE LA RIVIERE BULSTRODE^{1,2}

PARAMETRE	Station INRS					Station MRN				
	Nombre d'analyses (de juillet 1973 à octobre 1973)	Concentration dépassée dans le pourcentage indiqué d'analyses			Coefficient de variation	Nombre d'analyses (de août 1971 à octobre 1973)	Concentration dépassée dans le pourcentage indiqué d'analyses			Coefficient de variation
		90%	50%	10%			90%	50%	10%	
Ca						54	19.7	28.3	36.0	0.25
Mg						54	1.5	2.4	2.9	0.23
Na						54	1.6	2.7	4.8	0.50
K						54	0.8	1.2	1.8	0.42
SO ₄	81	10.0	12.0	16.0	0.17	53	9.0	14.0	19.5	0.32
Cl	81	2.0	4.0	6.0	0.35	54	3.0	5.0	8.2	0.58
HCO ₃						44	51.0	88.0	111.0	0.30
alcalinité totale	80	46.0	74.0	98.0	0.26					
dureté totale	80	60.0	84.0	110.0	0.24					
C-inorganique	79	7.5	15.3	22.0	0.39					
C-organique	77	1.0	4.0	9.9	0.71					
N-NH ₄	80	.02	.06	.10	0.52					
N-organique	80	.13	.22	.32	0.30					
N-NO ₂₋₃	80	<.01	.06	.22	1.0	54	.07	.29	.68	0.69
o-PO ₄	81	<.05	<.05	<.05	-	53	.01	.01	.05	1.0
SiO ₂						54	.7	1.9	3.9	0.56
Fe	81	<.01	.02	.14	1.6	45	.16	.27	.50	0.62
Mn	83	<.01	<.01	.04	-	51	<.05	<.05	.10	-
couleur (unité Hazen)	80	10	10	30	0.55	6	10	18	20	0.26
conductivité (µmhos/cm)	35	124	160	201	0.20	54	110	174	233	0.27
pH (unités de pH)	42	7.6	7.9	8.3	0.64	44	7.2	7.8	8.3	1.2
solides dissous						19	75	118	155	0.22

- ¹ analyses effectuées après filtration sur membrane (0.45µm), sauf pour les cations majeurs, le pH et la conductivité;
- ² unités exprimées en mg/l à moins d'indication contraire.

En ce qui concerne les éléments nutritifs présents en solution, le phosphore est souvent indécélable (c. à d. $< 0.05 \text{ mg PO}_4/\text{l}$), tandis que l'azote inorganique et l'azote organique se retrouvent en des concentrations relativement faibles. Comme on aurait pu le prévoir en fonction de l'utilisation du territoire en amont de Victoriaville, les concentrations en substances nutritives retrouvés dans la Bulstrode sont de beaucoup inférieures à celles rencontrées dans le bassin de la rivière Yamaska (Caillé et al., 1975). De même, la plupart des normes canadiennes pour l'eau potable (Canada, Ministère de la Santé et du Bien-Etre Social, 1969) ne sont que rarement excédées; seules la couleur et la turbidité échappent à cette généralisation. Le traitement conventionnel effectué à l'usine de filtration à Victoriaville convient donc généralement à rendre ces eaux acceptables pour la consommation (Hamel, 1973; voir section 3.3.4).

En comparant les résultats obtenus aux deux stations d'échantillonnage, pour les quelques paramètres que l'on a suivis, on observe des différences significatives de concentration entre les deux stations en ce qui concerne les nitrates, les phosphates, le fer et le manganèse. Celles-ci peuvent dépendre de plusieurs facteurs tels que la fréquence et la période de prélèvement, la méthode d'analyse et l'influence de l'émissaire d'égout de l'usine de filtration qui se jette dans la rivière entre les deux stations.

Comme souligné ci-haut, il existe une grande variabilité dans les valeurs mesurées pour les différents paramètres. Le rapport écart-type/concentration moyenne (c. à d. le coefficient de variation) donne un estimé de cette variabilité. En regard de ce critère, les paramètres mesurés ont été classés en fonction de leur variabilité croissante, pour une période annuelle et pendant la saison estivale (voir tableau 2-9).

On remarque dans ce tableau que les chlorures et l'ion hydrogène sont plus variables au cours de l'année qu'en période estivale, tandis que le fer et les nitrates le sont moins qu'en période estivale. La variabilité annuel-

TABLEAU 2-9 : CLASSIFICATION DES PARAMETRES EN FONCTION DE LEUR
COEFFICIENT DE VARIATION

station ¹ d'échantillonnage	coefficient de variation	PARAMETRES
MRN	≤ 0.40	Mg Ca HCO ₃ SO ₄
	0.41 - 0.50	K Na
	0.51 - 0.60	SiO ₂ Cl
	0.61 - 0.70	Fe NO ₂₋₃
	> 0.71	o-PO ₄ , pH, Mn
INRS	≤ 0.41	SO ₄ , dureté, alcalinité, N-org, Cl, C-inorg
	0.41 - 0.50	-
	0.51 - 0.60	NH ₄ couleur
	0.61 - 0.70	pH
	≥ 0.71	C-org, NO ₃ , Fe, o-PO ₄

¹ Pour la station d'échantillonnage de l'INRS, située près du site du futur réservoir et opérée pendant l'été 1973, il s'agit des variations estivales des divers paramètres. Pour la station d'échantillonnage du MRN, située en aval de Victoriaville et maintenue sur une base mensuelle durant toute l'année, on tient compte de variations annuelles.

le des chlorures peut s'expliquer par l'influence des sels de déglacage employés sur les routes en hiver. En éliminant une valeur de 23 mg/l obtenue au cours de l'année, le coefficient de variation diminue à 0.36. La variabilité de l'ion hydrogène peut s'expliquer par l'influence des crues printanières et de la fonte des neiges.

Parmi les causes potentielles de l'ensemble des variations de concentration, considérons d'abord les fluctuations du débit de la rivière. Une étude statistique a montré que certaines des variations de concentration sont corrélées avec le débit; les coefficients de corrélation observés pour ces quelques paramètres sont présentés au tableau 2-10.

On y constate que les paramètres liés à la minéralisation globale de l'eau (à savoir: Ca, Mg, Na; Cl, HCO_3 ; alcalinité, dureté; conductivité) montrent une corrélation négative avec le débit, tandis que les formes minérales de l'azote (N-NO_3 , N-NH_4), la couleur et le manganèse ont un comportement inverse. Soulignons, cependant, que même pour ces paramètres la variation des concentrations avec le débit demeure plutôt faible (voir figure 2-13). Ce résultat laisse supposer que la contribution des eaux souterraines à l'écoulement de la Bulstrode est minime, ou que la composition de la nappe phréatique est semblable à celle des eaux de ruissellement (Meybeck, 1972).

L'activité biologique, aussi bien sur le territoire du bassin versant que dans le milieu aquatique même, peut influencer les concentrations de certains paramètres. Le cycle annuel de cette activité, une fonction complexe de la variation de la température ambiante, influence surtout le comportement des substances nutritives (Johnson et al., 1969). La variation des proportions relatives des différentes formes d'azote (N-organique , N-NH_4 , N-NO_{2-3}) retrouvées dans l'eau de la rivière Bulstrode au cours de l'été 1973 en est un exemple (voir figure 2-14). On pourrait interpréter l'augmentation, vers la fin de l'été des formes minérales d'azote (surtout N-NO_3) comme résultat de leur taux réduit d'assimilation métabolique. Un tel comportement a été mis

TABLEAU 2-10 : CORRELATIONS AVEC LE DEBIT DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES
MESURES SUR LA RIVIERE BULSTRODE

Paramètre	Station INRS		Station MRN	
	coefficient de corrélation ¹	nombre de valeurs	coefficient de corrélation ¹	nombre de valeurs
Ca			-0.47*	50
Mg			-0.57*	50
Na			-0.37	50
K			-	50
SO ₄	-	79	-0.34	49
Cl	-0.51*	79	-0.31	50
HCO ₃			-0.49	42
alcalinité totale	-0.56*	78		
dureté totale	-0.51*	78		
C-inorganique	-0.32*	77		
C-organique	-	75		
N-NH ₄	+0.38*	62 ²		
N-organique	-	78		
N-NO ₂₋₃	0.53*	51 ²	-	50
o-PO ₄			-	49 ²
SiO ₂			-	50
Fe	-	50 ²	-	41
Mn	0.48*	30 ²	-	18 ²
Couleur	0.58*	78		
conductivité	-0.53*	34	-0.49*	50
[H ⁺]	0.39*	41	-	42

¹ Les coefficients de corrélation sont significatifs au niveau de 5%. Ceux qui sont suivis d'un astérisque ont un niveau de signification de 1%.

² Les seuils de concentration employés étaient les suivants: [NH₄] > 0.02 mg N/l; [NO₂₋₃] > 0.01 mg N/l; [o-PO₄] > 0.01 mg PO₄/l; [Fe] > 0.01 mg Fe/l; [Mn] > 0.01 mg Mn/l pour les échantillons prélevés à la station INRS ou > 0.05 mg Mn/l pour ceux prélevés à la station MRN.

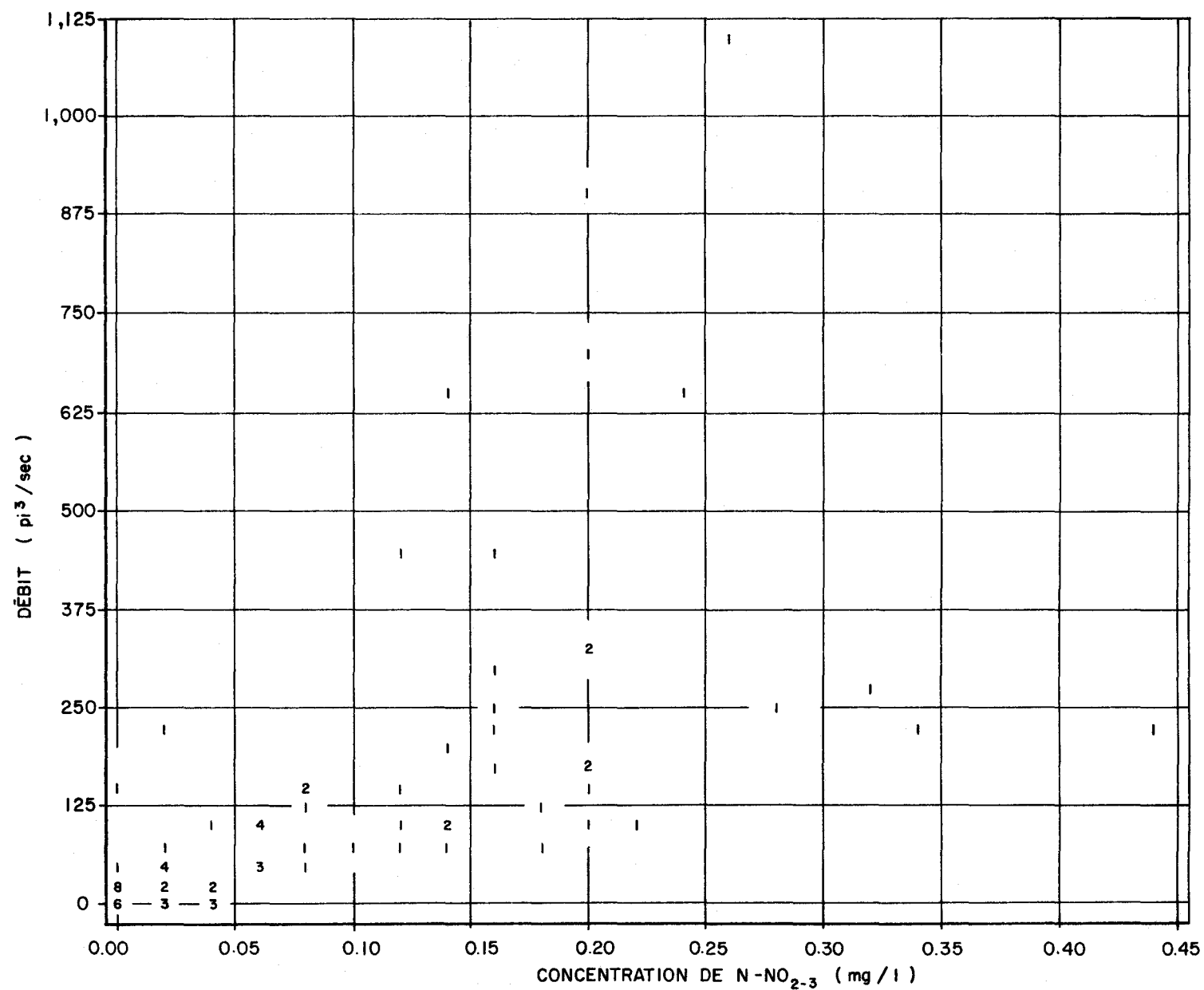


Fig. 2-13: Concentration des nitrates en fonction du débit. (station INRS-Eau, rivière Bulstrode, été 1973) .

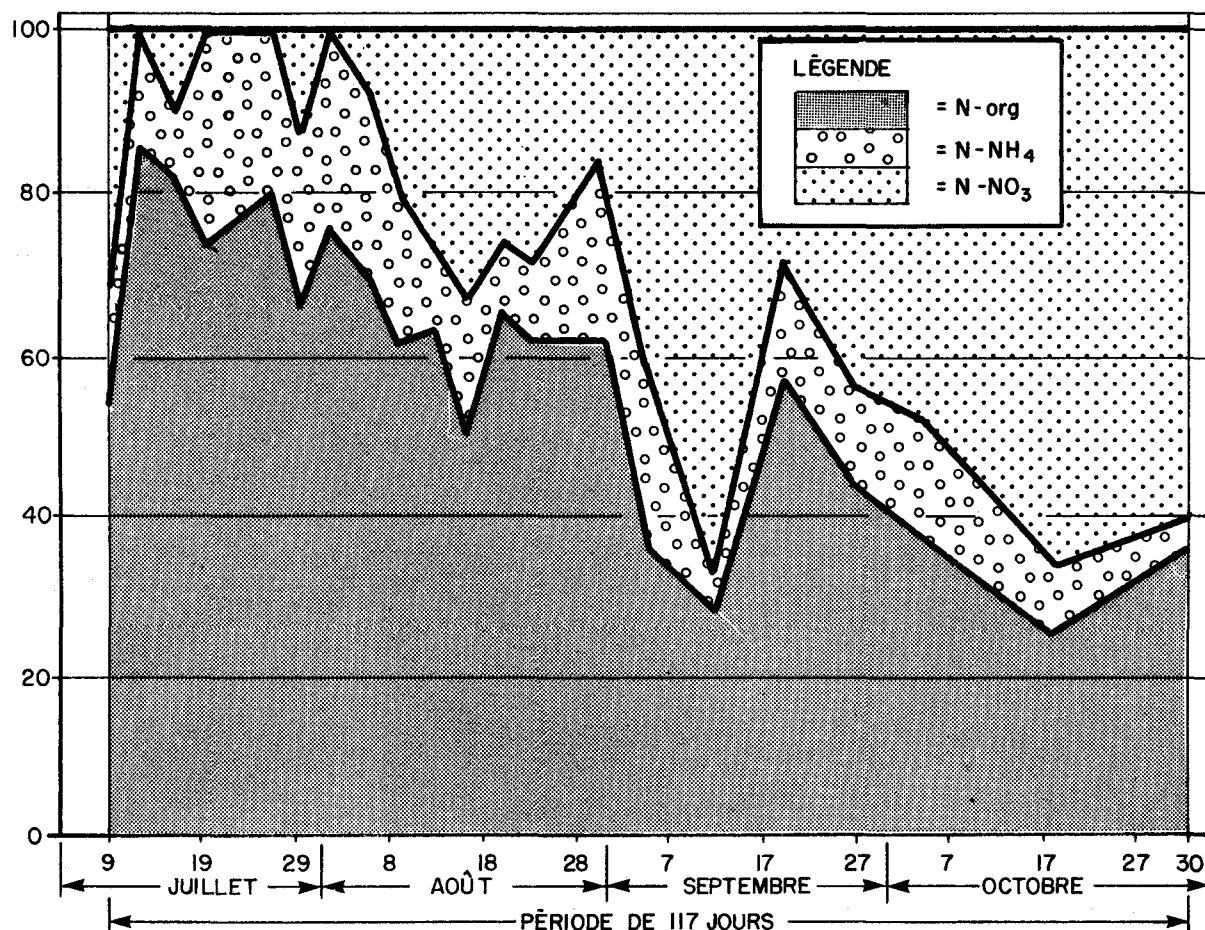


Fig. 2-14 : Évolution des concentrations des différentes formes d'azote dans l'eau de la rivière Bulstrode pendant l'été 1973.

en évidence au bassin versant expérimental de Hubbard Brook, dans l'état du New Hampshire (Johnson et al., 1969).

Quant à l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau de la rivière, elle a fait l'objet de l'étude spéciale du Ministère des Richesses naturelles (Lamontagne et al., 1974); la répartition des stations d'échantillonnage le long de la rivière est indiquée à la figure 2-1. Le comportement hydrologique de la rivière pendant les périodes d'échantillonnage est présenté à la figure 2-15 et les résultats les plus pertinents au présent projet se trouvent aux figures 2-16, 2-17, et 2-18. En période d'étiage (figure 2-15A) la conductivité, qui reflète la minéralisation globale de la rivière, tend à augmenter de l'amont vers l'aval, surtout dans la partie "plaine" du bassin versant (figure 2-16, stations 3 à 6). Parmi les éléments nutritifs minéraux, seuls l'azote sous forme nitrate (N-NO_3) et les phosphates (PO_4 totaux inorganiques) furent étudiés (figure 2-17): les concentrations en phosphates sont faibles et relativement uniformes, tandis que celles en nitrates, plutôt élevées en amont du bassin (stations 1 à 3), s'atténuent rapidement vers l'aval. Les concentrations en fer et en manganèse, très faibles en amont de Victoriaville (station 1 à 5), n'augmentent de façon significative que dans le dernier tiers du bassin versant. Les eaux qui vont alimenter le futur réservoir en étiage seront donc relativement pauvres en nitrates, phosphates, fer et manganèse.

En période de crue estivale (figure 2-15B), par contre, la rivière se comporte différemment. Comme on le croyait, la minéralisation globale diminue par rapport aux valeurs observées en étiage (figure 2-16), mais la tendance à augmenter de l'amont vers l'aval demeure. Par ailleurs, les concentrations en nitrates et en phosphates (figure 2-17), de même que celles en fer et en manganèse (figure 2-18), augmentent pendant la crue et atteignent des valeurs très élevées à certaines stations; ces pics de concentration se produisent surtout en aval du barrage projeté. Pendant la décrue, les teneurs en phosphates, en fer et en manganèse sont plus faibles que pendant les jours précédents et elles varient peu d'une station à l'au-

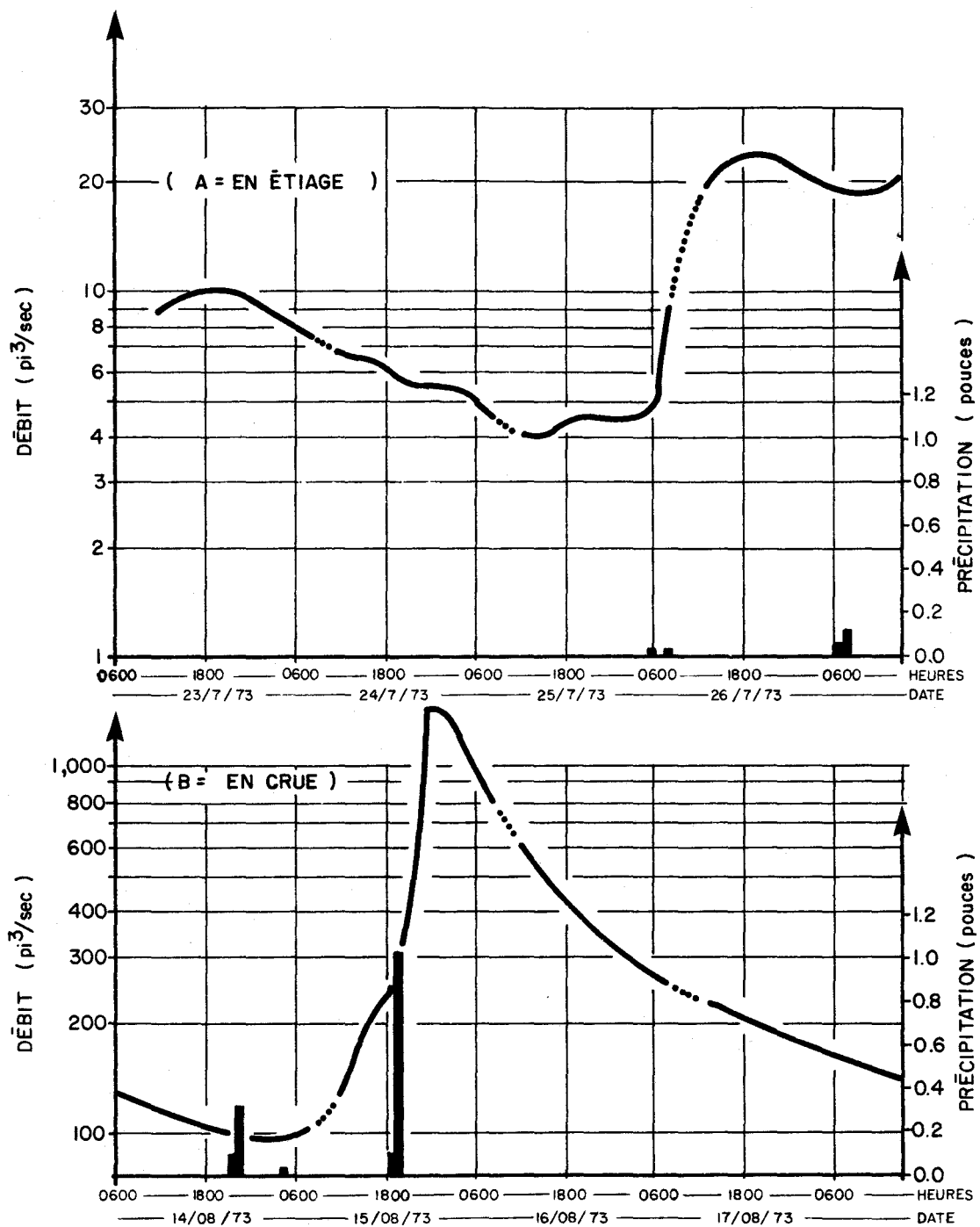


Fig. 2-15 : Épisodes hydrologiques durant lesquels s'est déroulée l'étude de l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode au cours de l'été 1973. Les périodes d'échantillonnage sont indiquées par le pointillé (.....).

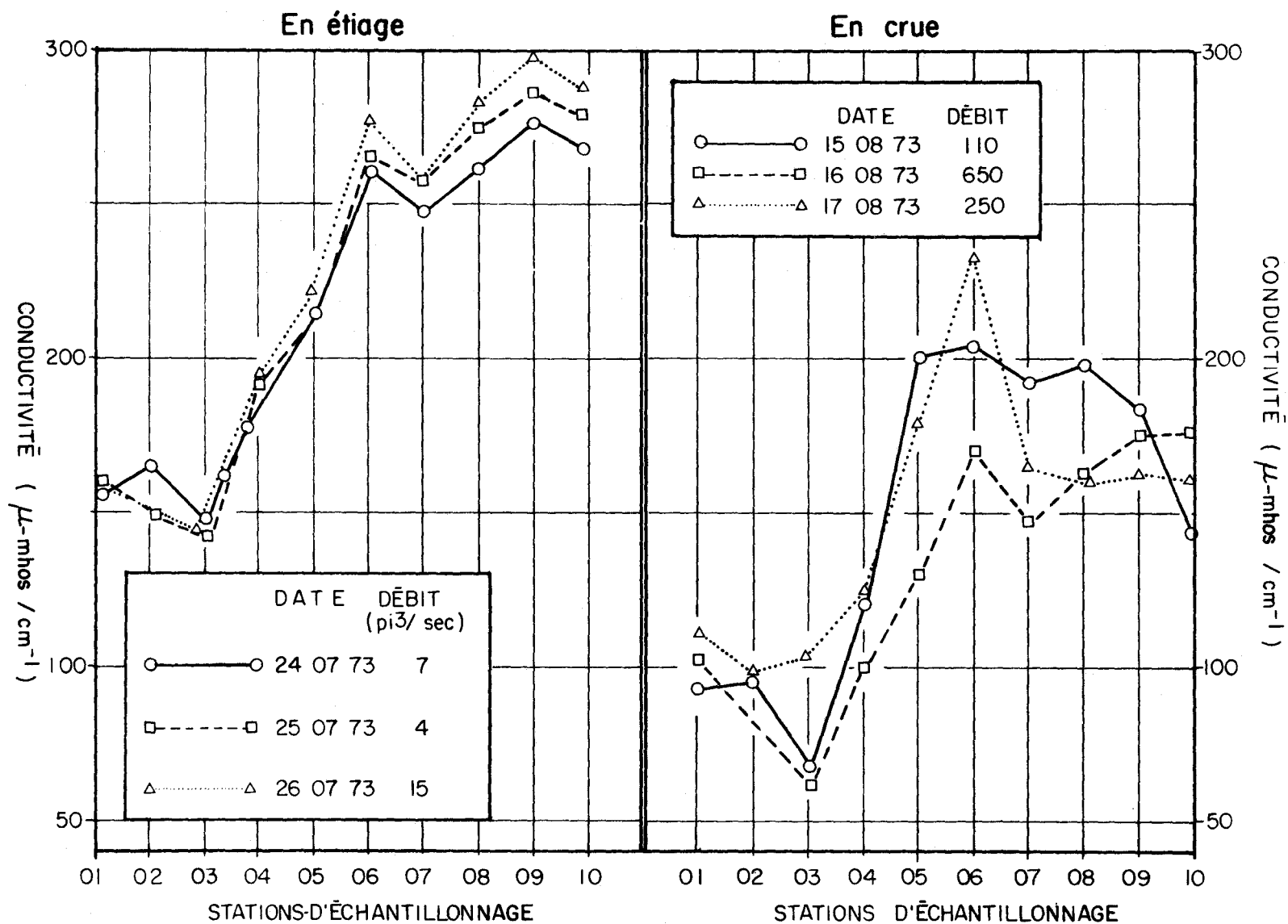


Fig.2-16: Qualité de la rivière Bulstrode – évolution spatio-temporelle de la conductivité.

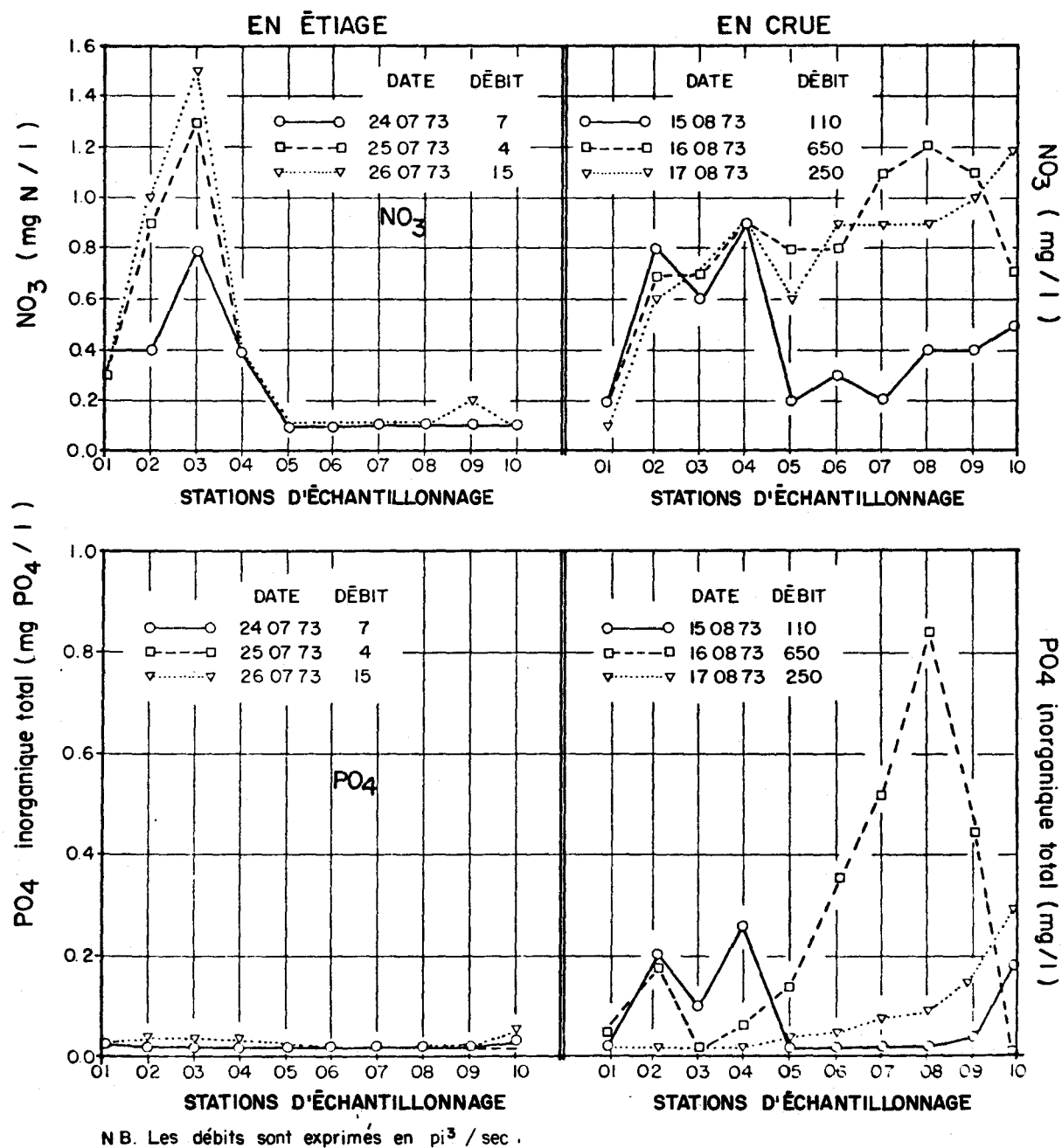


Fig .2-17 : Qualité de la rivière Bulstrode - évolution spatio-temporelle des éléments nutritifs (nitrates et phosphates) .

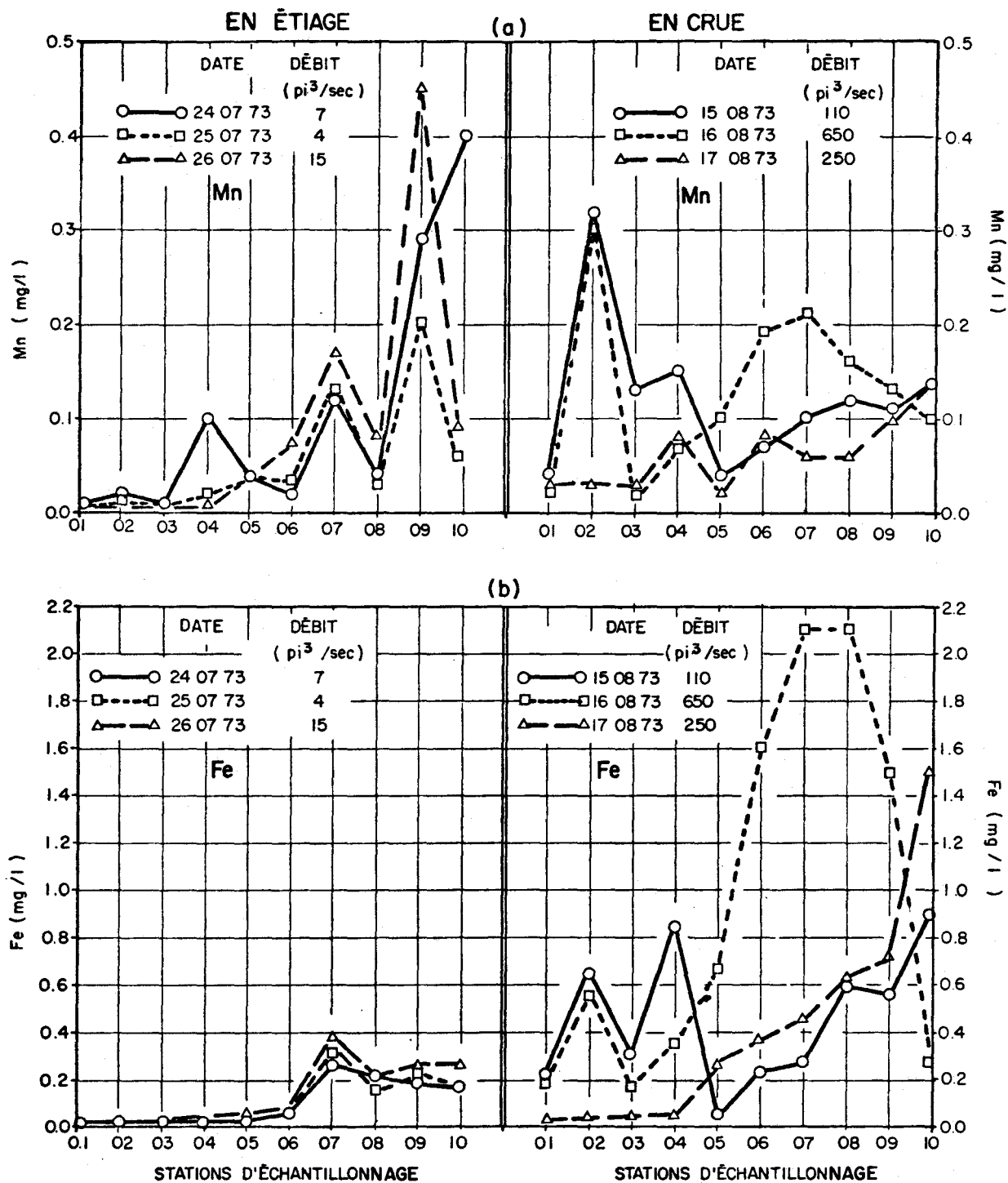


Fig .2-18: Qualité de la rivière Bulstrode .- évolution spatio-temporelle du fer et du manganèse.(formes solubles) .

tre; l'azote nitrate semble constituer une exception à cette règle car sa concentration demeure élevée tout le long de la rivière (figure 2-17, le 17 août 1973). Les eaux de crue estivale présentent donc une composition chimique variable, véhiculant des quantités appréciables de fer, de manganèse et de phosphates (apports en pulsation) de même qu'un apport soutenu en nitrates. Les concentrations les plus importantes se rencontrent cependant en aval de Victoriaville, ce qui est de meilleur augure pour la qualité des eaux du futur réservoir.

Bilan hydrochimique en rivière

Disposant de données hydrométriques et hydrochimiques appropriées, il nous a été possible de calculer un bilan d'apports dissous pour la rivière Bulstrode au point où elle se déversera dans le futur réservoir de Victoriaville.

Pour la période du 1^{er} juillet au 1^{er} octobre 1973 (92 jours) on a d'abord calculé, pour chacun des paramètres, une concentration moyenne pondérée selon le débit.

$$[X]_{\text{moyenne}} = \frac{\sum_{i=1}^n [X]_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

où $[X]_i$ = concentration du paramètre X dans le i-ième prélèvement (mg/l)

Q_i = débit instantané lors du prélèvement

n = nombre de mesures effectuées durant la période d'observation

A partir de ces concentrations moyennes (tableau 2-11), et connaissant le bilan hydrique (V_R) de la rivière pour la période d'étude,

$$V_R = \sum_{j=1}^{92} \bar{Q}_j \cdot t$$

où V_R = bilan hydrique (litres)

$\bar{Q}_j$ = débit moyen journalier (litres/sec)

t = $60 \times 60 \times 24 = 8.64 \times 10^4$ (sec/jour)

j = indice journalier

on a pu calculer la charge dissoute transportée par la rivière

$$B_R(x) = [X]_{\text{moyenne}} \cdot V_R \cdot 10^{-6}$$

où $B_R(x)$ = charge dissoute en élément X transportée par la rivière durant l'été 1973 (kg)

$[X]_{\text{moyenne}}, V_R$: définis ci-haut

Les résultats de ce calcul, normalisés en les divisant par la superficie du bassin versant (km^2) et par la durée de la période d'observation (j), sont aussi présentés au tableau 2-11. Signalons que ce calcul ne s'applique qu'aux apports dissous: il sous-estime donc les apports totaux des éléments dont la fraction transportée en suspension est importante (notamment le fer et le manganèse - Gibbs, 1973 - ainsi que le phosphore - Vollenweider, 1968; Dillon et Kirchner, 1975). En ce qui concerne les éléments nutritifs (N,P), les concentrations moyennes sont de beaucoup inférieures à celles calculées pour les sous-bassins de la rivière Yamaska (Caillé et al., 1975).

TABLEAU 2-11 : BILAN HYDROCHIMIQUE DE LA RIVIERE BULSTRODE POUR L'ETE 1973 (JUILLET, AOUT, SEPTEMBRE)

Paramètre	Concentration moyenne en solution (mg/l)	Charge spécifique (kg / km ² · j)
Ca	30.1	49.3
Mg	2.3	3.7
Na	2.8	4.6
K	1.9	3.1
SiO ₂	2.5	4.0
SO ₄	11.6	19.0
Cl	3.0	4.8
N-org.	0.278	0.46
N-NH ₄	0.076	0.12
N-NO ₂₋₃	0.185	0.30
P-ortho.)	< 0.016	< 0.025
P-inorg.)		
Fe	0.028	0.046
Mn	0.012	0.020

CHAPITRE 3

ETUDE DU DECAPAGE

3.1 APPROCHE GENERALE

Cette étude a comme objectifs principaux d'évaluer les conséquences que pourrait avoir le décapage préalable du site du réservoir projeté à Victoria-ville et de dégager de cette expérience des conclusions générales qui pourront s'appliquer à d'autres aménagements de ce genre. L'approche adoptée pour atteindre ces objectifs comporte les étapes suivantes:

- suivre le comportement de l'eau naturelle mise en contact soit avec la couche superficielle d'un sol (sol "non-décapé"), soit avec une couche intermédiaire (sol "décapé");
- déterminer si ces deux échantillons de sol influencent différemment la qualité de l'eau sus-jacente;
- évaluer quantitativement ces différences de comportement, s'il y en a;
- estimer la durée pendant laquelle persistent ces différences de comportement.

Une telle approche repose évidemment sur la perception que l'on a de la "qualité de l'eau". Aujourd'hui, ce concept ne se limite plus aux propriétés esthétiques de l'eau elle-même qui préoccupaient davantage les premiers chercheurs dans ce domaine. La perception actuelle de la qualité du milieu comporte, en plus de propriétés comme la transparence et la couleur de l'eau, plusieurs autres propriétés physiques, chimiques et biologiques¹. Une telle perception, aussi satisfaisante qu'elle soit sur le plan conceptuel, ne peut pas s'appliquer intégralement à un problème précis; il faut donc chaque fois, apporter des précisions, ce qui revient à choisir des aspects prioritaires. Nous avons donc établi les thèmes généraux dominants dans la problématique de l'évolution du réservoir. Ces thèmes apparaissent au tableau 3-1 et ont permis de déterminer les paramètres à étudier.

¹ A titre d'exemple, mentionnons que l'énumération des mesures effectuées couramment au Québec par les services gouvernementaux dans ce secteur comprend environ cinquante paramètres.

TABEAU 3-1: DESCRIPTION DES PRINCIPAUX THEMES DE L'ETUDE
DE L'IMPACT DU DECAPAGE SUR LA QUALITE DE
L'EAU DU RESERVOIR VICTORIAVILLE

Qualité physico-chimique

Influence du décapage sur la qualité physico-chimique de l'eau emmagasinée : accent mis sur le comportement des paramètres physico-chimiques inclus dans les normes pour l'eau de boisson (p.ex. couleur, Mn, Fe, NH_3), de même que sur celui des éléments nutritifs (C, N, P).

Microbiologie

Influence du décapage sur le nombre et le type de micro-organismes présents dans l'eau emmagasinée : accent mis sur les bactéries.

Fertilité

Influence du décapage sur la fertilité de l'eau emmagasinée : accent mis sur les mesures susceptibles de renseigner sur le danger d'une eutrophisation accélérée du réservoir.

Toxicité

Influence du décapage sur la toxicité de l'eau emmagasinée : accent mis sur les effets sur des poissons autochtones.

3.2 PROTOCOLE EXPERIMENTAL

3.2.1 Pédologie

Le relevé pédologique préliminaire (voir section 2.2.1) a suggéré la présence de divers types de sols dans les terrains qui seront inondés. Un deuxième relevé a permis de délimiter avec plus de précision les zones correspondant aux types de sol présents. Vingt points d'échantillonnage avaient été choisis dans la cuvette; à chaque point on a prélevé deux types d'échantillons, l'un correspondant à la couche superficielle (0-4 pouces) et l'autre à une couche intermédiaire (12-16 pouces); ce deuxième type représente le sol qui serait exposé à la suite d'un décapage (voir figure 3-1)¹.

Notons que ce choix de la couche comprise entre 12 et 16 pouces comme échantillon représentatif du sol décapé n'implique pas qu'un décapage entraîne nécessairement l'enlèvement, partout dans la cuvette, du premier pied de sol. En effet, on a voulu s'assurer que l'échantillon était une couche de sol minéral : n'ayant pas de données sur les variations dans la cuvette de l'épaisseur de la couche superficielle organique, on a décidé arbitrairement de prélever une couche intermédiaire telle que représentée à la figure 3-1.

Après avoir été séchés, broyés et tamisés, les échantillons de sol furent soumis à des analyses physico-chimiques² pour les paramètres suivants:

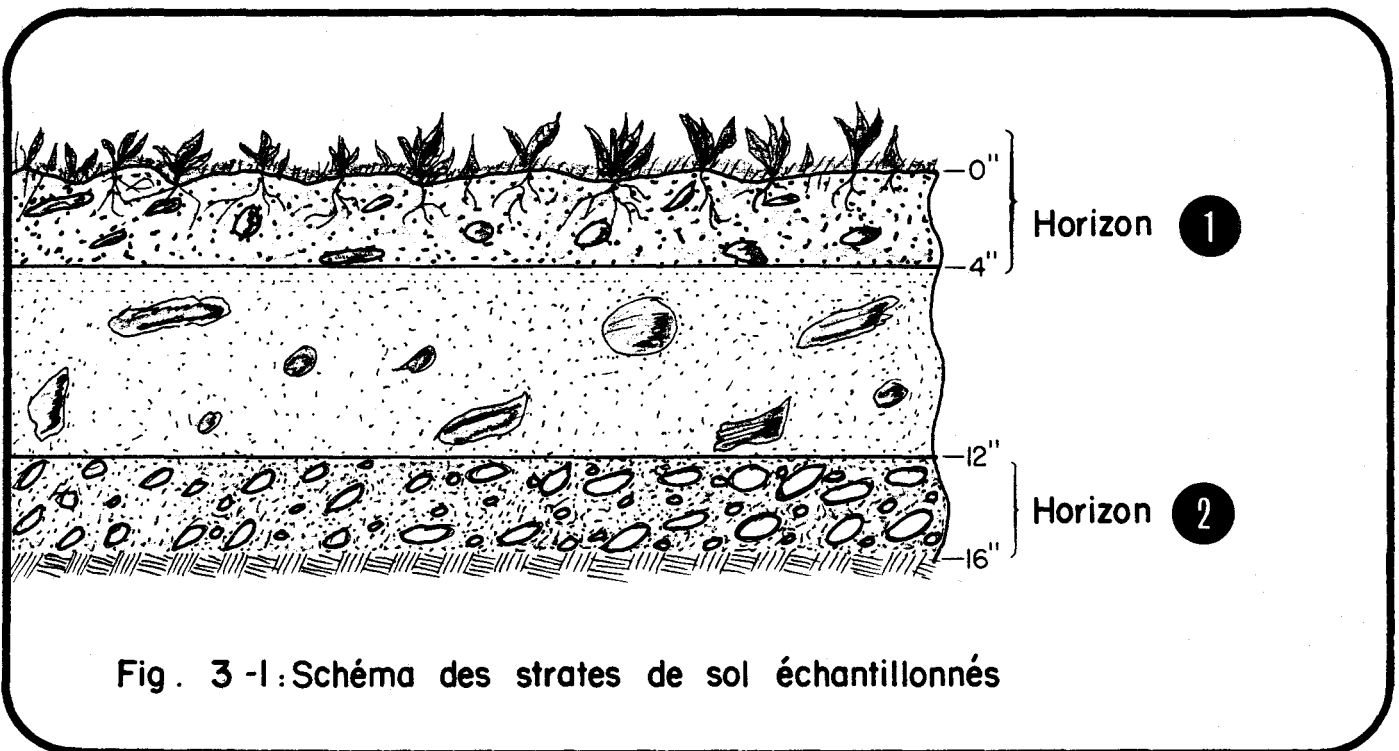
- la granulométrie (les pourcentages relatifs en sable, en limon et en argile);

¹

Il est à noter que l'échantillon de surface comprenait la végétation qui y était associée. Avant de procéder aux analyses pédologiques décrites ici (section 3.2.1), on a enlevé la végétation et ses racines. Par contre, pour les expériences d'immersion décrites ultérieurement (section 3.2.2 et 3.2.3), on s'est efforcé de garder intact cet horizon.

²

Les analyses pédologiques furent effectuées par la division des sols du Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec.



- le carbone organique;
- le phosphore "assimilable";
- les cations majeurs échangeables;
- le fer, l'aluminium.

Ces résultats ont servi à classifier les sols présents dans la cuvette du réservoir, et à délimiter les aires correspondant à chaque classe. En anticipant sur les résultats de la section 3.3.1, signalons que quatre (4) types de sol ont été identifiés dans la cuvette du réservoir. Pour les fins de ce projet, on les a désignés respectivement sols 1, 2, 3 et 4 (voir section 3.3.1).

En plus de ces déterminations physico-chimiques, des analyses microbiologiques ont été réalisées selon les techniques décrites par Pochon et Tardieux (1962). A partir des mêmes échantillons de sol on prélevait deux sous-échantillons, lesquels furent analysés en triple ou en quintuple selon la méthode microbiologique choisie. Les organismes dénombrés comprenaient la microflore totale, les actinomycètes, les champignons, les organismes actifs dans le cycle de l'azote (les fixateurs d'azote, aérobies et anaérobies, les organismes protéolytiques, les ammonificateurs, les dénitrificateurs, les nitrificateurs nitreux et nitriques) de même que ceux impliqués dans le cycle du carbone (les organismes amylolytiques, pectinolytiques, cellulolytiques aérobies et cellulolytiques anaérobies). Les résultats de ces analyses sont présentés dans la section 3.3.5.

3.2.2 Comportement des différents sols après immersion - étude en laboratoire: évolution de la qualité de l'eau de la rivière mise en contact avec les différents sols.

Des échantillons représentatifs de chacun des quatre (4) types de sols furent prélevés, de la même façon que ceux qui ont servi à l'analyse pédologique (section 3.2.1); ils furent ensuite conservés à 4°C dans une chambre froide. Au début des expériences d'immersion, les sols furent placés au fond de bacs expérimentaux opaques (dimensions: 11 pouces de diamètre, 10 pouces de hauteur) et recouverts d'eau en provenance de la rivière Bulstrode (voir figure 3-2). Les milieux ainsi constitués, comprenant le sol immergé de même que l'eau sus-jacente, furent maintenus dans des conditions contrôlées de température, d'oxygène dissous et de lumière.

Quatre (4) séries d'expériences, chacune d'une durée d'au moins 50 jours, ont été complétées: le tableau 3-2 présente un résumé des conditions expérimentales qui furent maintenues durant chaque expérience. Ces conditions expérimentales couvraient la gamme des conditions qui sont susceptibles d'exister dans le futur réservoir pendant les premières années de son existence.

Pour maintenir des conditions aérobies (tableau 3-2: séries 01-25 et 01-01), on a fait barboter dans les milieux de l'air humide; la concentration en oxygène dissous dans les eaux sus-jacentes se tenait près du point de saturation. Pour établir des conditions anaérobies (tableau 3-2: séries 00-25 et 00-01), on a dû sceller les bacs expérimentaux, afin de les rendre hermétiques, et y faire barboter de l'azote humide. Malgré l'humidification de l'air comprimé, ou de l'azote, selon le cas (voir figure 3.2), on a constaté des pertes par évaporation dans les bacs expérimentaux; ces pertes furent compensées par l'addition d'eau déminéralisée.

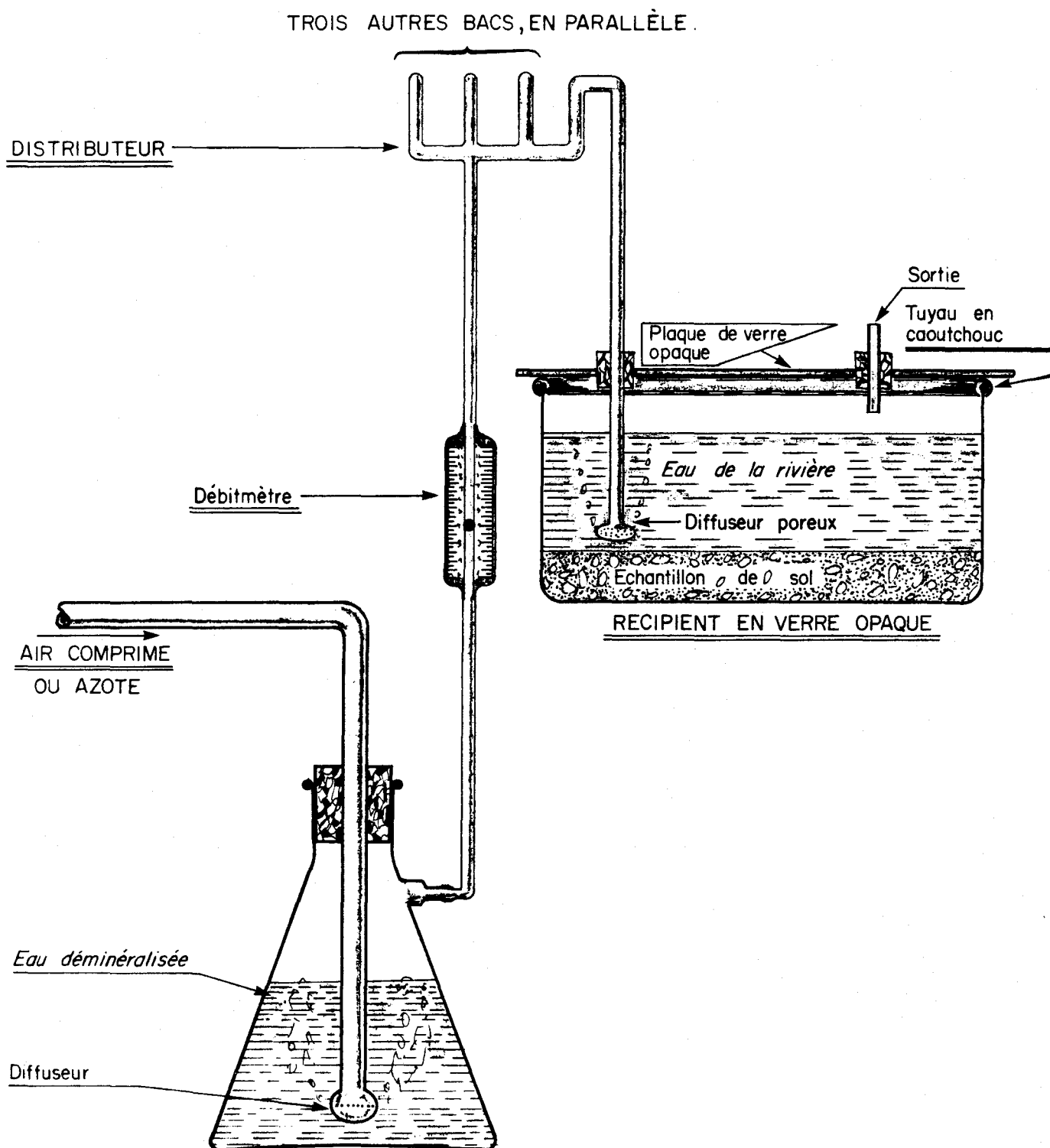


Fig. 3-2: Appareillage utilisé pour l'étude d'un sol immergé :
unité d'humidification, débitmètre, distributeur, bac expérimental.

TABLEAU 3-2: BACS EXPERIMENTAUX EN LABORATOIRE - RESUME DES
CONDITIONS EXPERIMENTALES

Série ³	Nombre de bacs	Température (°C)	Conditions d'oxygénation	Lumière	Durée (j)
01-25	17 ¹	25	aérobie	nil	62
01-01	17 ¹	1	aérobie	nil	57
00-25	17 ¹	25	anaérobie	nil	51
00-01	5 ²	1	anaérobie	nil	64

¹ Seize bacs, contenant les deux couches (superficielle et inter-médiaire) des quatre types de sols, menés en double (c'est-à-dire 2 x 4 x 2), plus un bac témoin ne contenant que de l'eau de la rivière.

² Quatre bacs, contenant les deux couches (superficielle et inter-médiaire) du sol 3, menés en double, plus un bac témoin ne contenant que de l'eau de la rivière.

³ Explication du code ab - xy: a = 0 (obscurité) ou 1 (lumière);
b = 0 (anaérobie) ou 1 (aérobie); xy = température Celsius.

A intervalles réguliers (3 fois par semaine), on a retiré un échantillon d'eau (250 ml) de chaque bac et remplacé ce volume d'eau par un volume égal d'eau de la rivière¹ : cette opération équivalait à remplacer chaque jour 1/130 du volume de l'eau dans les bacs. L'eau ainsi prélevée fut périodiquement analysée pour les paramètres énumérés au tableau 3-3, lesquels avaient été choisis en fonction des priorités découlant du concept de la "qualité" du futur réservoir tel que défini auparavant (tableau 3-1). Les résultats de ces analyses sont présentés dans la section 3.3.2A.

Afin de compléter ces résultats physico-chimiques, on a également effectué des analyses microbiologiques. A la fin des séries d'expériences aérobies (séries 01-25 et 01-01) on a prélevé deux types d'échantillons dans chaque bac expérimental: d'abord, un échantillon de l'eau sus-jacente et en deuxième lieu, après avoir enlevé toute l'eau à l'aide d'un siphon, un échantillon du sol. Les deux types d'échantillons ont été analysés pour la microflore totale suivant la méthode préconisée par Pochon et Tardieux (1962). Les résultats de ces déterminations sont présentées dans la section 3.3.5.

¹

L'eau servant au renouvellement, prélevée au même moment que celle utilisée pour remplir les bacs et entreposée à 4°C, n'a montré aucun changement significatif en qualité durant son entreposage.

TABLEAU 3-3: ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES EFFECTUEES SUR L'EAU DES BACS EXPERIMENTAUX¹

paramètre ²	limite de détection ³		
N-org, N-NH ₄ , N-NO ₃	0.01	mg/l	N
N-NO ₂	0.001	mg/l	N
o-PO ₄ , PO ₄ totaux (inorganiques)	0.01	mg/l	PO ₄
Mn	0.005	mg/l	Mn
Fe	0.005	mg/l	Fe
SO ₄	0.5	mg/l	SO ₄
C-org, C-inorg	0.5	mg/l	C
tannins	0.04	mg/l	acide tannique
pH, couleur, conductivité			

¹ Ces analyses ont été faites en collaboration avec le laboratoire des Services de Protection de l'Environnement du Ministère des Affaires Municipales du Québec.

² Tous les paramètres, sauf le pH, la conductivité, le carbone organique et le carbone inorganique, furent déterminés sur de l'eau filtrée (0.45µm).

³ La limite de détection a été définie comme étant la concentration correspondant à 1% de l'échelle complète.

3.2.3 Comportement des différents sols après immersion - bassins expérimentaux sur le terrain: qualité de l'eau de la rivière mise en contact avec les différents sols.

L'étude en laboratoire du comportement des sols fut complétée par une dernière expérience effectuée sur le site même du réservoir projeté. Cette expérience consistait à suivre l'évolution de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode, cette eau ayant été mise en contact avec les divers sols de la cuvette, dans des bassins artificiels¹, pendant quatre mois (de juillet à octobre 1973). Les conditions (précipitations, température, éclairage, etc..) se rapprochaient donc de celles susceptibles de se produire en été dans le futur réservoir.

Conformément à l'expérience décrite précédemment, des échantillons des quatre types de sols furent prélevés, autant pour la couche superficielle que pour la couche intermédiaire. Cela faisait donc huit prélèvements de sols à placer dans seize bassins, car l'expérience était menée en double. A ce nombre, on a ajouté, pour fins de comparaison, deux bassins témoins qui ne contenaient pas de sol.

Les prélèvements de la couche superficielle furent faits en labourant le sol, et les mottes obtenues furent ensuite placées manuellement au fond de leurs bassins respectifs. Cette technique ne put s'appliquer à la couche intermédiaire à cause de sa moins grande compacité; elle fut donc excavée à la pelle, placée au fond des bassins selon les types de sol et nivelée pour donner une couche d'environ quatre pouces d'épaisseur.

Après avoir reçu les échantillons de sol, les bassins expérimentaux furent simultanément remplis d'eau en provenance de la rivière Bulstrode. Ce

¹ Ces bassins se vendent dans le commerce, comme piscines. Formés d'un sac imperméable (en chlorure de polyvinyle) et d'une structure métallique de support, ils avaient un diamètre de 15 pieds et une hauteur de 4 pieds.

premier remplissage, qui a duré trente-six heures, s'est fait en pompant l'eau de la rivière dans un bassin central et en l'amenant ensuite aux autres bassins par un réseau de distribution. Le volume d'eau ainsi emmagasinée était de l'ordre de 3850 gallons par bassin. Pendant les trois premiers mois de l'expérience, on prélevait quotidiennement 85 gallons dans chaque bassin et remplaçait ce volume par un volume égal d'eau de la rivière, ce qui équivalait à renouveler chaque jour environ un quarante-cinquième ($1/45$) du volume total des bassins¹.

Les divers milieux impliqués dans cette expérience furent étudiés intensivement pendant les trois premiers mois, et périodiquement à partir du quatrième mois. Comme dans le cas des bacs expérimentaux en laboratoire, on s'est surtout intéressé au comportement des eaux sus-jacentes: l'étude de ces eaux a porté sur les thèmes énumérés ci-dessous (comparer tableau 3-1).

- Qualité physico-chimique

Des échantillons composites d'un litre furent prélevés régulièrement dans chaque bassin expérimental; la fréquence de prélèvement, fixée à deux fois par semaine au début de l'expérience, a été ensuite réduite à une fois par semaine pendant le troisième mois, puis à deux fois par mois durant le dernier mois. Les échantillons furent embouteillés, refroidis dans des glacières et transportés au laboratoire pour analyse; le laps de temps entre le prélèvement des échantillons et leur arrivée au laboratoire était de moins de trois heures.

¹ Ce rapport fut choisi en fonction du volume du réservoir projeté et du débit de la rivière en étiage. Le tableau 2-5a indique que durant la période estivale critique (90 j. consécutifs) le débit minimum, garanti avec une fréquence de dépassement de 0.8, est de $20 \text{ pi}^3/\text{seconde}$; ce débit correspond à un écoulement journalier de $1.8 \times 10^6 \text{ pi}^3$, ou $\sim 1/50$ du volume du réservoir calculé pour la cote 425 ($90 \times 10^6 \text{ pi}^3$).

L'analyse de ces échantillons comportait la détermination des paramètres énumérés au tableau 3-4; les résultats analytiques, qui reflètent l'évolution dans le temps de la qualité physico-chimique des diverses eaux sus-jacentes, sont discutés aux sections 3.3.2 et 3.3.3.

- Potabilité

L'eau des divers bassins expérimentaux fut soumise à un traitement à l'échelle pilote afin de déterminer si l'eau du futur réservoir serait facile à traiter et si le traitement actuel la rendrait potable. Le protocole expérimental consistait à prélever de l'eau des bassins expérimentaux et à en faire des échantillons composites de 10 gallons selon les diverses possibilités de décapage ou de non-décapage. Un litre d'eau prélevé à même ces échantillons composites a servi à l'évaluation des caractéristiques physico-chimiques de l'eau brute. Puis, sur le reste des échantillons composites, on a ajouté de l'alun (60 ppm) et de l'hypochlorite de soude (2.5 ppm). Après une décantation, d'une durée de temps variable selon la vitesse de formation du floc, les échantillons furent passés à travers le filtre pilote de l'usine de filtration de Victoria-ville, à un débit d'environ 1 litre/min. Le filtre pilote, à gradation inversée avec une couche supérieure d'antracite, semblable aux lits filtrants de l'usine de filtration elle-même, présentait la forme d'un cylindre de 4 pieds de hauteur avec une section de 56.6 po². Après le passage de 5 gallons de l'échantillon composite, un échantillon d'un litre d'eau filtrée était prélevé et acheminé au laboratoire pour la détermination des paramètres physico-chimiques décrits au tableau 3-4.

- Microbiologie

Deux types d'échantillon ont été analysés: l'un comprenait de l'eau recueillie à la surface des bassins expérimentaux, tandis que l'autre, prélevé à l'interface sol-eau (c'est-à-dire, dans tous les bas-

TABLEAU 3-4 : ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES EFFECTUEES SUR L'EAU DES BASSINS EXPERIMENTAUX¹.

paramètre ²	limite de détection ^{3,4}
N-org	.03 mg/l N
N-NH ₄	.02 mg/l N
N-NO ₂ + N-NO ₃	.01 mg/l N
o-PO ₄ , PO ₄ totaux (inorganiques)	.05 mg/l PO ₄
Mn	.02 mg/l Mn
Fe	.02 mg/l Fe
SO ₄	2 mg/l SO ₄
C-org, C-inorg	0.5 mg/l C
dureté	2 mg/l CaCO ₃
alcalinité	2 mg/l CaCO ₃
chlorure	1 mg/l Cl
couleur	5 unités
pH, conductivité, température	

¹ Ces analyses ont été faites en collaboration avec les laboratoires du Ministère des Affaires Sociales du Québec et du Ministère des Richesses Naturelles du Québec.

² Tous les paramètres, sauf le pH, la conductivité, le carbone organique et le carbone inorganique, furent déterminés sur de l'eau filtrée (0.45µm).

³ La limite de détection a été définie comme étant la concentration correspondant à 1% de l'échelle complète.

⁴ Noter que la limite de détection n'est pas toujours la même que celle présentée au tableau 3-3 pour les analyses effectuées sur l'eau des bacs expérimentaux; ceci résulte en partie du fait que les laboratoires impliqués n'étaient plus les mêmes. De plus, certaines des méthodes analytiques employés étaient différentes.

sins, sauf les deux témoins), contenait aussi des sédiments de fond. Les échantillons furent recueillis aux jours 7, 14, 21, 28, 35, 42, 57 et 78 après le remplissage des bassins. Les échantillons étaient transportés au laboratoire dans des boîtes réfrigérées à une température de 4°C, et inoculés le jour même aux milieux appropriés. L'échantillonnage était fait en double et les analyses en triple ou en quintuple selon la méthode utilisée. Les méthodes pour les analyses microbiologiques étaient celles décrites par Pochon et Tardieux (1962).

Les organismes comptés comprenaient la microflore totale, les champignons et les organismes actifs dans le cycle de l'azote (les organismes protéolytiques, les ammonificateurs, les dénitrificateurs et les nitrificateurs nitreux et nitriques). Ce dernier groupe a été choisi parce que les expériences en bacs expérimentaux en laboratoire avaient indiqué précédemment qu'au cours d'une inondation, des changements chimiques importants s'étaient produits dans la concentration de composés azotés.

- Fertilité

L'étude de la fertilité¹ des eaux emmagasinées dans les divers bassins expérimentaux a comporté les trois approches complémentaires suivantes:

a) Détermination du potentiel de fertilité

Il s'agissait, en premier lieu, d'évaluer le potentiel de fertilité des eaux emmagasinées. Ce test consiste essentiellement à stériliser un échantillon d'eau et à y ensemer une souche d'algues (Scenedesmus capricornutum). Au bout de 21 jours, on compte le nombre d'individus de la population et l'on obtient ainsi une mesure de biomasse; cette mesure de biomasse traduit le potentiel de fertilité que possédait l'eau au début du test (EPA, 1971).

¹ On définit la "fertilité" d'une eau comme étant sa capacité de supporter la croissance d'organismes photoautotrophes, lesquels ont besoin d'éléments nutritifs minéraux et de lumière pour croître (p. ex. des algues).

L'eau de chacun des bassins expérimentaux et l'eau de la rivière furent échantillonnées à trois reprises au cours de l'expérience (11 juillet, 8 septembre et 5 octobre). Les bassins témoins ainsi que ceux contenant un des sols les plus répandus (le sol 3) furent échantillonnés à trois autres reprises (9 août, 28 août et 19 septembre). A chacun de ces échantillonnages, le potentiel de fertilité fut déterminé.

A deux reprises, soit le 9 août et le 19 septembre, on a tenté d'identifier le facteur chimique limitant la production primaire dans l'eau des bassins témoins, et dans celle des bassins contenant du sol 3. Les tests destinés à identifier ce facteur sont faits selon une technique standard (EPA, 1971). Elle consiste à identifier lequel, de l'azote ou du phosphore, joue le rôle de facteur limitant, en ajoutant à divers échantillons, ou de l'azote, ou du phosphore ou, à la fois, du phosphore et de l'azote. Si l'on constate que la fertilité s'accroît à la suite de l'une de ces additions, c'est que l'élément ou l'un des éléments ajoutés étaient le "facteur limitant" dans l'échantillon d'eau original.

b) Mesure de la production primaire "in situ"

Aux mesures du potentiel de fertilité viennent s'ajouter des déterminations de production primaire in situ. Les mesures ont été faites selon la technique d'incorporation de bicarbonate radioactif ($\text{H}^{14}\text{CO}_3^-$), méthode mise au point par Steeman-Nielsen et modifiée par la suite (Kalff, 1972). Deux bouteilles, l'une transparente et

l'autre (le témoin) opaque, sont remplies d'eau en provenance du milieu; elles renferment ainsi un échantillon de la population naturelle de plancton (phytoplancton, zooplancton, bactéries, etc...). On y ajoute ensuite le carbone radioactif, puis les bouteilles sont incubées pendant quelques heures *in situ*. Les échantillons sont filtrés (0.45µm) et les filtres séchés à l'air. Enfin, le carbone inorganique assimilé par les organismes présents dans la bouteille est mesuré en comptant la radioactivité dans les particules retenues sur le filtre.

Ces mesures de la production primaire réelle dans les diverses eaux sus-jacentes furent réalisées aux mêmes dates que les mesures de potentiel de fertilité. Les bouteilles furent incubées pendant 4 à 6 heures au centre des bassins à 18 pouces de profondeur.

De plus, on a tenté des expériences afin d'identifier le facteur limitant la production primaire *in situ* en ajoutant, comme en laboratoire, ou de l'azote ou du phosphore, ou, à la fois, du phosphore et de l'azote aux échantillons avant de les incuber. La technique utilisée était identique à celle de Goldman (1972).

c) Dynamique des populations de phytoplancton

Comme dernière méthode d'estimation de la fertilité de l'eau des divers bassins expérimentaux, on a étudié le phytoplancton qui s'y retrouvait. Durant les trois premiers mois de l'étude, des

échantillons d'un litre étaient prélevés chaque semaine dans chaque bassin expérimental, ainsi que dans la rivière elle-même. Après fixation sur place à la formaldéhyde et addition de quelques gouttes de détergent, les échantillons étaient envoyés au laboratoire. Après un repos de 24 heures au moins, le liquide surnageant fut enlevé en le siphonnant et le résidu fut centrifugé. Le culot a été lavé à la formaldéhyde et l'échantillon dispersé dans un volume d'eau approprié (10, 20 ou 30 ml, suivant la quantité de micro-organismes). Le comptage des organismes a été réalisé au moyen d'une cellule de Sedgwick-Rafter.

L'étude taxonomique du phytoplancton s'est effectuée sur un échantillon prélevé à l'aide d'un filet à plancton (porosité $10\mu\text{m}$). Ces prélèvements étaient effectués toutes les semaines, dans chaque bassin expérimental et dans la rivière.

- Toxicité

Cette dernière partie de l'étude, dont le but était de vérifier si l'inondation des sols du réservoir pouvait affecter la croissance ou, le cas échéant, s'avérer toxique pour des animaux autochtones, a nécessité l'installation de quatre bassins expérimentaux supplémentaires. Ces bassins furent préparés selon le même procédé que celui décrit pour les 18 unités de base, sauf que certains contenaient plus d'un type de sol à la fois; le tableau 3-5 décrit les caractéristiques particulières de ce groupe de bassins.

Après une pêche à la seine dans la rivière Bulstrode, en aval du barrage Girouard, on a réparti de façon aléatoire les poissons dans les

quatre bassins expérimentaux (voir tableau 3-5). Soixante-dix (70) poissons en provenance de cette pêche ont été mesurés, pesés et identifiés afin de caractériser l'espèce autochtone dominante (Notropis cornutus) introduite dans les bassins expérimentaux. L'oxygénation de l'eau était assurée par une recirculation de type "fontaine" au moyen de pompes. Les poissons étaient nourris au foie de boeuf tous les deux jours à raison de 10% de leur poids frais total. L'eau de chaque bassin était renouvelée à raison de 85 gallons par jour, comme dans le cas des bassins servant à l'expérience de base. Les poissons ont été introduits dans les bassins 19 jours après leur remplissage et ont été retirés 57 jours plus tard (voir tableau 3-5). Tous les poissons ont été mesurés et pesés au repêchage et identifiés par la suite; seuls les Notropis cornutus furent retenus pour fin de calculs.

TABEAU 3-5: DESCRIPTION DES QUATRE BASSINS EXPERIMENTAUX SERVANT AUX BIO-ESSAIS

BASSIN	DESCRIPTION	NOMBRE DE POISSONS INTRODUITS	NOMBRE DE POISSONS REPECHES A LA FIN DE L'EXPERIENCE
771	les quatre sols, décapés ¹	53	45
772	pas de sol, témoin	63	47
773	le sol 3 non-décapé, recouvert d'une feuille de polyéthylène ²	50	38
774	les quatre sols, non-décapés ¹	43	40

¹ Les quatre types de sol furent introduits dans les proportions suivantes: sol 1 (1 %), sol 2 (18%), sol 3 (77%), sol 4 (3 %); ces proportions ont été choisies en fonction du relevé pédologique préliminaire (voir section 2.1.1).

² La feuille de polyéthylène, percée à plusieurs endroits afin de permettre un certain contact eau-sol, a été utilisée pour créer des conditions anaérobies à l'interface eau-sol sans en causer dans l'eau surnageante elle-même.

3.3 RESULTATS ET DISCUSSION

3.3.1 Pédologie

- Caractéristiques physico-chimiques des sols inondés et classification (annexe 1)

En partant de l'hypothèse que le décapage peut être nécessaire pour certains types de sol et inutile pour d'autres, il fallait mettre au point une méthode de différenciation des sols. Une telle méthode a été développée à partir des résultats des analyses physico-chimiques des sols, comme le montre le tableau 3-6.

Les sols non-décapés ont été classifiés de deux façons. Premièrement, on s'est basé sur le rapport des concentrations en carbone et en azote organiques, et deuxièmement sur le produit des mêmes concentrations. La première de ces méthodes de classification est généralement utilisée en pédologie. Le rapport C/N est considéré comme un indice de l'activité biologique des sols: les sols où C/N est supérieur à 20 ont une activité biologique réduite tandis que les sols où C/N est inférieur à 15, ont une activité biologique intense. Quant à la deuxième méthode de classification, qui donne un indice du contenu organique des sols ("Organic Sediment Index", ou OSI), elle est en usage en limnologie et sert à classifier les sédiments des lacs et des rivières (Ballinger et McKee, 1971); le sable et les argiles ont un OSI inférieur à 0.5, la matière organique stabilisée a un OSI entre 0.5 et 1, tandis que la végétation et les boues en provenance d'effluents ont un OSI supérieur à 1.

Les sols décapés ne se prêtent pas aux mêmes types de classification parce qu'ils sont moins influencés par les processus biologiques. Par contre, comme leurs propriétés granulométriques dépendent de leur origine et de leur évolution géologique, elles peuvent servir de base de classification. La figure 3-3 montre les regroupements que nous avons faits et les compare à la classification généralement adoptée en pédologie (Duchaufour, 1965).

TABLEAU 3-6: CLASSIFICATION DES SOLS SELON LEUR RAPPORT CARBONE SUR AZOTE (C/N),
LEUR INDICE EN MATIERE ORGANIQUE (C x N), ET LEUR GRANULOMETRIE¹

No. de l'échantillon	C/N	No. de l'échantillon	OSI	No. de l'échantillon	sable	limon	argile				
23	9.5	45	0.27	20	49.8	26.0	24.2				
24	9.6	13	0.36	19	46.4	29.4	24.2				
25	11.2	12	0.38	46	63.8	16.0	26.2				
12	11.7	22	0.41	40	42.8	29.6	27.6				
45	11.9	24	0.42	39	34.8	36.6	28.6				
22	12.6	23	0.54					48	28.6	52.0	21.6
31	12.7							25	0.75	49	56.4
21	12.9	11	0.89	50	13.4	48.0	38.6				
33	13.4	34	1.15	47	29.4	44.4	26.2				
34	13.6			14	1.25	18	27.8	41.0	31.2		
43	13.9			41	1.26	30	26.4	43.0	30.6		
41	14.0	33	1.83	27	24.4	44.0	31.6				
11	14.2	15	2.04	17	22.4	46.4	31.2				
32	14.4	21	2.16	28	20.4	48.0	31.6				
13	16.1	44	3.40	29	21.4	46.0	32.6				
15	18.8	42	3.45	37	20.4	47.4	32.2				
44	19.3	43	4.52					36	15.4	49.0	35.6
14	20.0	31	4.73					38	14.4	51.4	34.2
35	22.3	32	6.45	26	10.4	50.0	39.6				
42	25.2	35	8.30								

¹ Les sites d'échantillonnage, numérotés de 11 à 50, se retrouvent aux figures 3-5, 3-6, 3-7: les cinq premiers chiffres dans chaque dizaine (c.a.d.: 11 à 15, 21 à 25, 31 à 35, 41 à 45) correspondent aux échantillons prélevés à la surface (de 0 à 4 pouces), tandis que les derniers cinq chiffres (c.a.d.: 16 à 20, 26 à 30, 36 à 40, 46 à 50) représentent plutôt les échantillons prélevés en profondeur (de 12 à 16 pouces) aux mêmes sites.

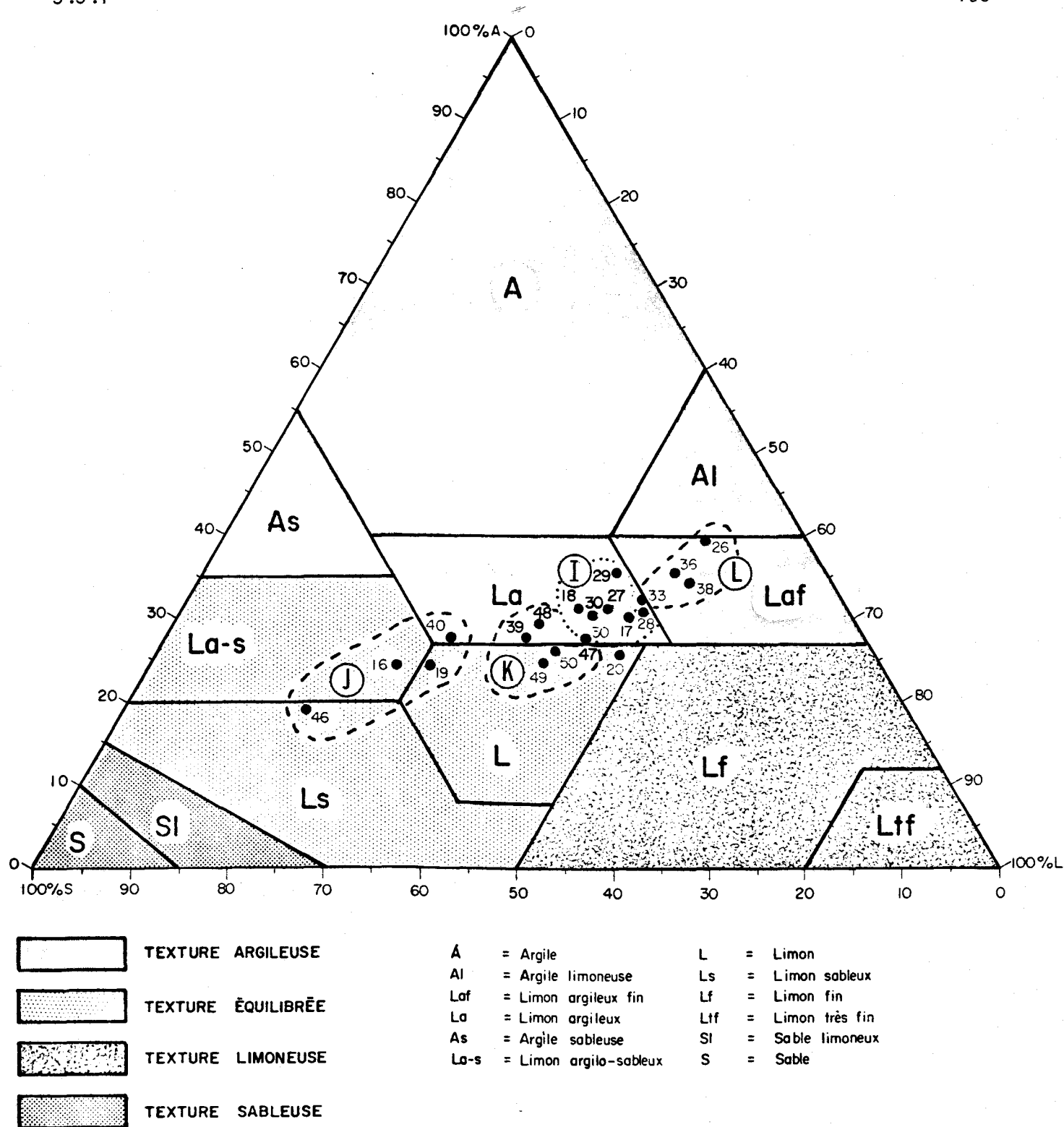


Fig .3-3 : Classification des sols découpés en fonction de leur granulométrie

(Les quatre populations encadrées en pointillé correspondent aux regroupements effectués pour fins de cartographie -voir texte).

- Cartographie des sols

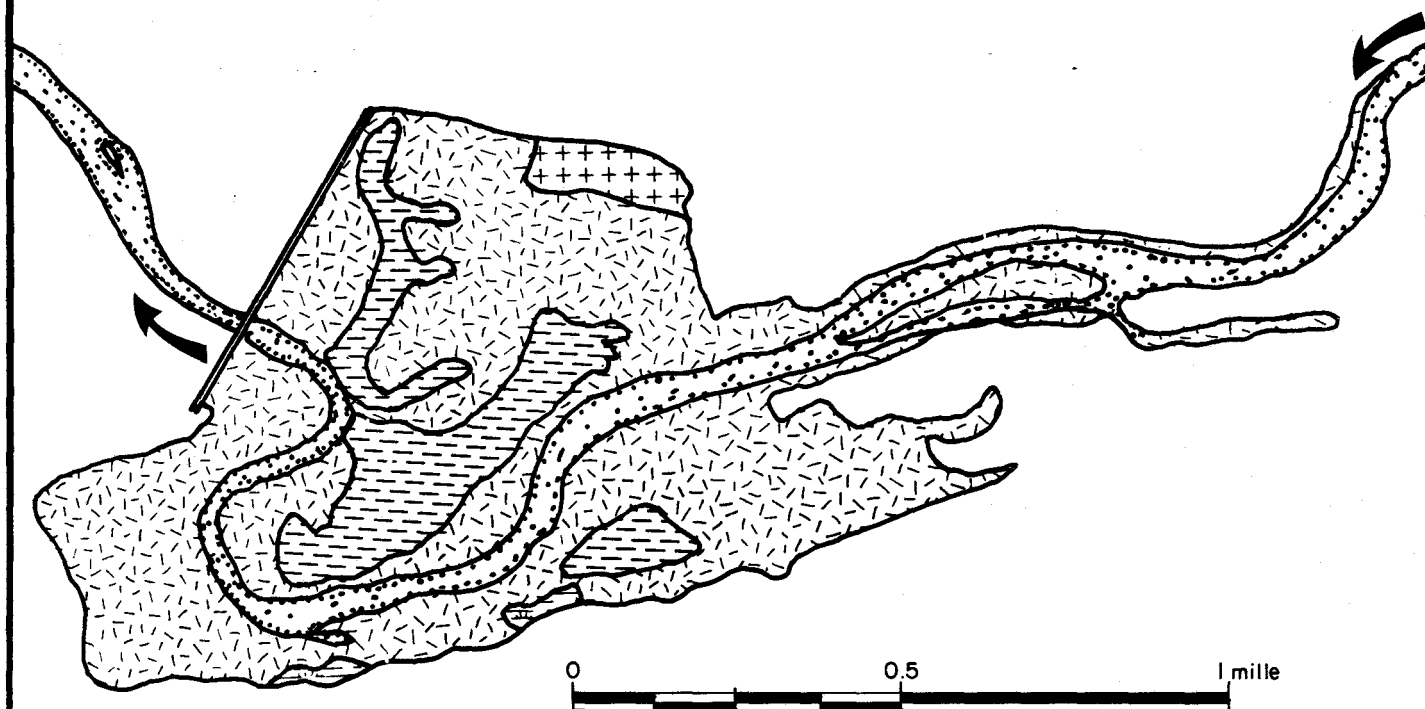
La cartographie des sols a été faite en regroupant dans une même aire les points d'échantillonnage appartenant à une même classe de sols. Trois cartes ont pu être dressées, chacune correspondant à un mode de classification. On constatera que ces cartes sont singulièrement différentes de celle qui a résulté du relevé pédologique préliminaire (figure 3-4).

Considérons d'abord la couche superficielle des sols dans la cuvette, c'est-à-dire les sols non-décapés. On constate que selon le rapport C/N, deux types de sol sont prédominants; il s'agit des sols des aires A et B de la figure 3-5, sols où l'activité biologique est intense. Par contre, les sols dont l'activité biologique est faible, et qui sont désignés aires C et D sur la même figure, sont beaucoup moins répandus. De même, si on considère la figure 3-6, représentant la classification basée sur l'indice en matière organique, on constate de nouveau que deux des sols, ceux des aires E et F, sont plus répandus que les deux autres. Ce sont ceux dont les valeurs de l'indice OSI sont faibles (< 1.0); selon la conception originale de l'indice, comme mesure de la demande inhérente en oxygène d'un sédiment et de la disponibilité des substances nutritives qui s'y retrouvent (Ballinger et McKee, 1971), ces sols devraient représenter un risque moindre du point de vue de la qualité des eaux du futur réservoir. La figure 3-6 nous montre que les sols dont les valeurs de l'indice sont élevées (> 5) se trouvent principalement dans la partie sud du futur réservoir; leur superficie est cependant très restreinte.

A première vue, les sols décapés ne sont pas plus homogènes que les sols non-décapés. En effet, on peut en identifier quatre types différents dans la cuvette du réservoir (figure 3-7). Toutefois, deux zones prédominantes se dessinent: vers l'aval (aire I) les sols sont assez homogènes et de type limon argileux, alors que vers l'amont (aire J) ils sont de type limon argilo-sableux. Les deux autres types de sols sont beaucoup moins répandus (aires K et L).

Fig. 3 - 4

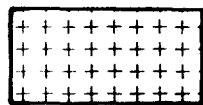
Carte pédologique préliminaire de la cuvette du réservoir projeté
(Relevé effectué par le Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec).



ALLUVIONS RÉCENTES



ALLUVIONS RÉGOSOLIQUES ENSABLÉES



GLEYSOL OU RÉGOSOL HUMIQUE



ZONES MARÉCAGEUSES

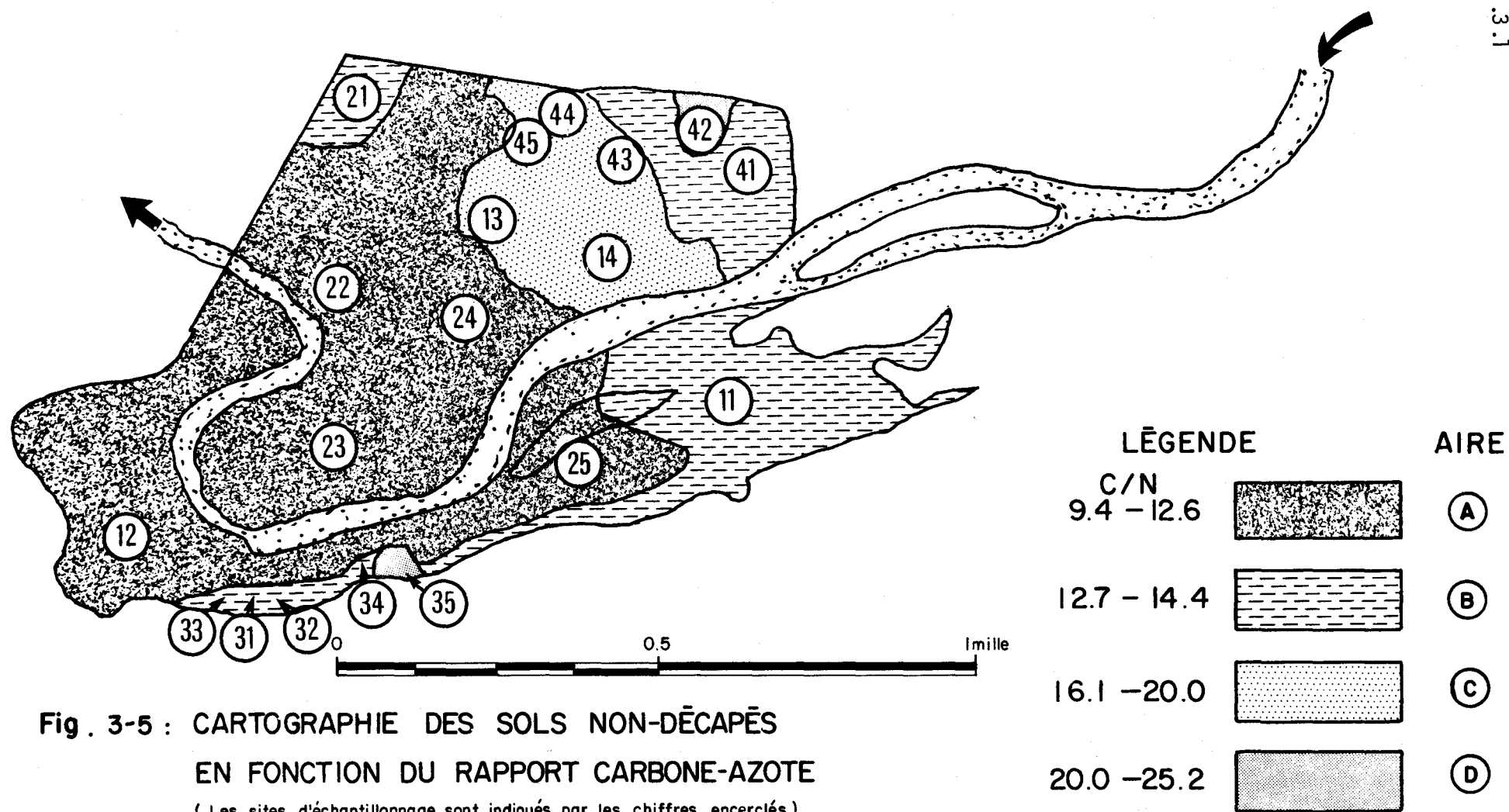


Fig. 3-5 : CARTOGRAPHIE DES SOLS NON-DÉCAPÉS
EN FONCTION DU RAPPORT CARBONE-AZOTE
 (Les sites d'échantillonnage sont indiqués par les chiffres encadrés).

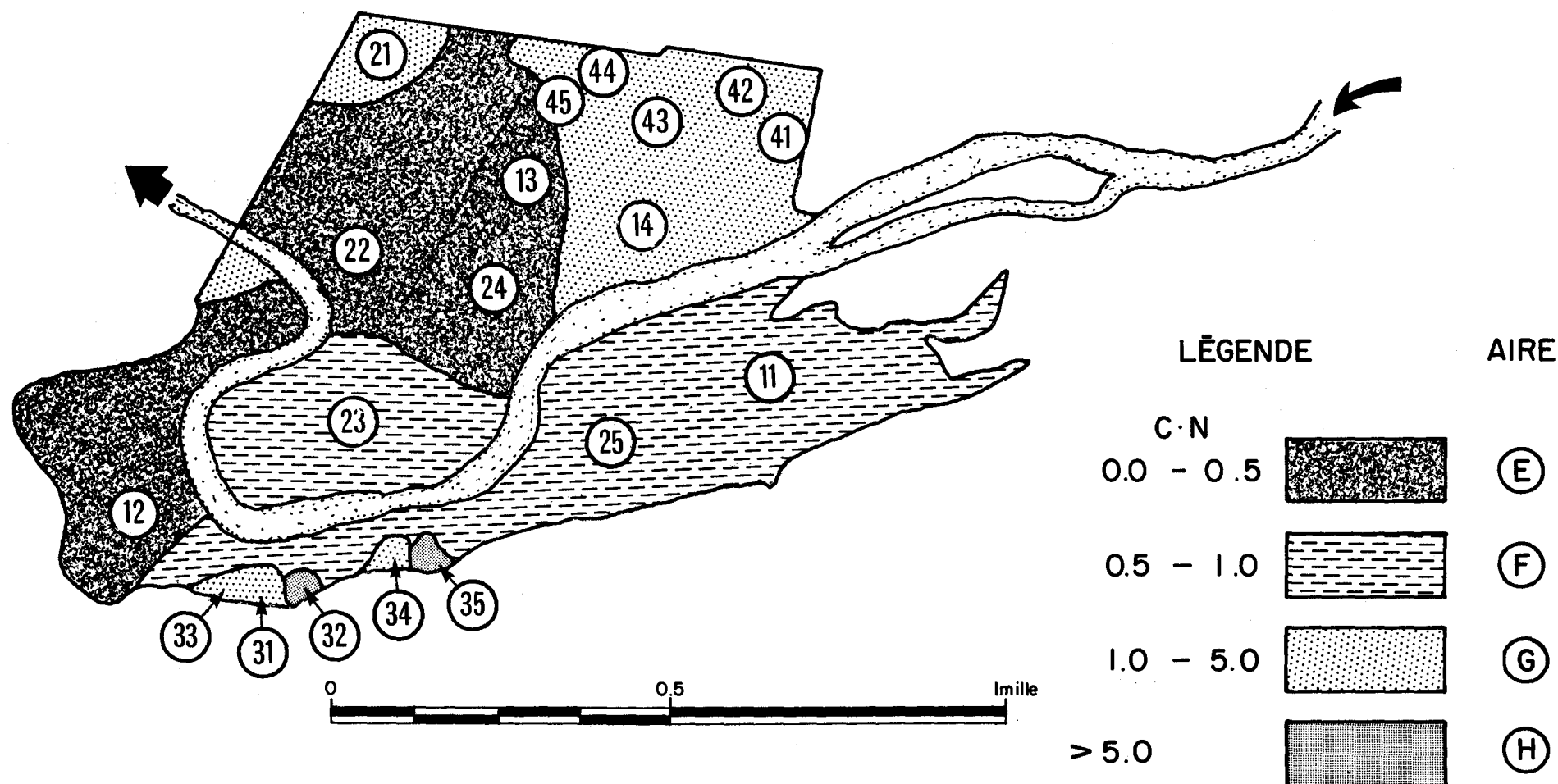


Fig. 3-6: CARTOGRAPHIE DES SOLS NON-DÉCAPÉS EN FONCTION DE L'INDICE DE QUALITÉ

O.S.I (O.S.I = Conc. C-org x conc. N-org). (Les sites d'échantillonnages sont indiqués par les chiffres encadrés).

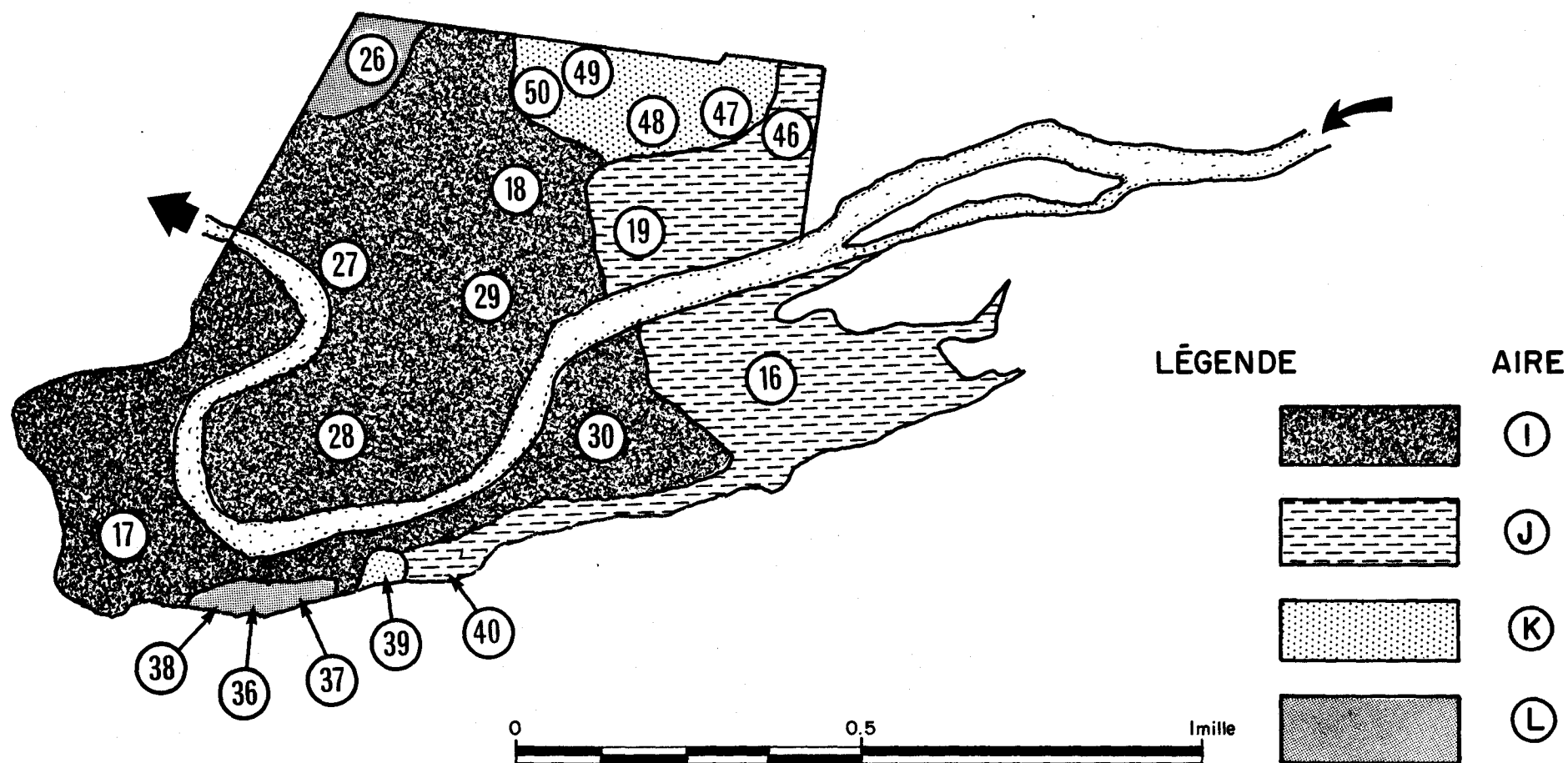


Fig. 3-7: CARTOGRAPHIE DES SOLS DÉCAPÈS SELON LEUR GRANULOMÉTRIE

(Les sites d'échantillonnage sont indiqués par les chiffres encadrés. La granulométrie de chacun des échantillons, de même que les regroupements effectués pour fins de cartographie, sont présentés sur la Fig. 3-3).

- Efficacité apparente du décapage

Dans le but d'évaluer l'efficacité du décapage, les résultats des analyses physico-chimiques des sols en surface ont été comparées à ceux obtenus pour les sols en profondeur; ce travail a porté sur les teneurs en carbone, en azote, en phosphore et en fer. A chaque site d'échantillonnage et pour chacun des éléments, la diminution relative de la concentration résultant du décapage fut calculée. Les différences à chaque point furent ensuite regroupées selon les aires apparaissant aux figures 3-5 et 3-6, et une différence moyenne a été établie pour chaque aire. C'est cette moyenne exprimée en pourcentage que l'on a appelée l'efficacité du décapage (voir tableaux 3-7 et 3-8). Dans le cas où la valeur rapportée est négative, cela signifie que le décapage équivaut à augmenter la concentration de l'élément considéré dans le sol qui serait éventuellement en contact direct avec l'eau. Avant de considérer les résultats de ce calcul, soulignons qu'il s'agit ici de l'efficacité apparente du décapage, basée sur des différences de concentration. Il importe de rappeler que la concentration d'un élément donné ne représente pas nécessairement sa disponibilité.

De l'étude des tableaux 3-7 et 3-8, il ressort que l'opération de décapage a une efficacité apparente appréciable sur toute l'étendue de la cuvette, en ce qui concerne le carbone et l'azote organique, sauf pour les zones marécageuses. Par ailleurs, non seulement nos résultats mettent-ils en évidence l'inefficacité du décapage pour réduire les concentrations en phosphore, mais encore ils montrent dans plusieurs cas que le décapage se traduirait par une augmentation de celles-ci. Le fer se comporte de façon similaire au carbone et à l'azote à l'exception du fer contenu dans l'aire A de la figure 3-5 (57% de la surface) où le décapage entraînerait un enrichissement.

TABEAU 3-7: EFFICACITE APPARENTE DU DECAPAGE DES DIFFERENTES AIRES IDENTIFIEES A PARTIR DU RAPPORT CARBONE SUR AZOTE ¹

Aire	Superficie	Sites d'échantillonnage inclus dans l'aire	Paramètre	Efficacité ²
A	57%	12, 22, 23, 24, 25, 45.	C	38
			N	37
			P	-6
			Fe	-12
B	27%	11, 21, 31, 32, 33, 34, 41, 43.	C	15
			N	2
			P	-12
			Fe	23
C	14%	13, 14, 15, 44	C	30
			N	52
			P	-62
			Fe	49
D	2%	35, 42.	C	43
			N	32
			P	44
			Fe	36

¹ Voir figure 3-5 pour la localisation des aires.

$$^2 \quad \text{Efficacité} = \frac{n \left(\frac{C_s - C_p}{C_s} \right)}{n} 100$$

où C_s = concentration en surface
 C_p = concentration en profondeur
 n = nombre de sites d'échantillonnage

TABEAU 3-8: EFFICACITE APPARENTE DU DECAPAGE DES DIFFERENTES AIRES IDENTIFIEES A PARTIR DE L'INDICE EN MATIERE ORGANIQUE (OSI)¹

Aire	Superficie	Sites d'échantillonnage inclus dans l'aire	Paramètre	Efficacité ²
E	39%	12, 13, 22, 24, 45.	C	27
			N	40
			P	-7
			Fe	6
F	39%	11, 23, 25.	C	24
			N	29
			P	6
			Fe	-8
G	20%	14, 15, 21, 31, 33, 34, 41, 42, 43, 44.	C	31
			N	21
			P	-13
			Fe	29
H	2%	32, 35.	C	16
			N	11
			P	-123
			Fe	69

¹ Voir figure 3-6 pour la localisation des aires

$$^2 \text{ Efficacité} = \frac{\sum \left(\frac{C_s - C_p}{C_s} \right) 100}{n}$$

où $\begin{cases} C_s = \text{concentration en surface} \\ C_p = \text{concentration en profondeur} \\ n = \text{nombre de sites d'échantillonnage} \end{cases}$

- Caractéristiques pédologiques des sols étudiés

Pour faciliter la discussion des autres aspects de l'étude, il convient d'établir un système consistant de nomenclature pour les sols de la cuvette. Compte tenu de l'absence de qualificatifs pédologiques concis, un code numérique sera utilisé pour identifier les quatre échantillons de sol qui ont fait l'objet de cette étude. La figure 3-8 précise ce code numérique et indique où, dans la cuvette, les quatre échantillons ont été prélevés.

Les résultats des analyses pédologiques des sols prélevés en automne 1972 (étude d'immersion en laboratoire) sont présentés au tableau 3-9; ceux obtenus sur les échantillons de sol prélevés en été 1973 (étude d'immersion sur le terrain) sont groupés au tableau 3-10. Les différences observées entre ces deux séries d'analyses témoignent de l'hétérogénéité locale des sols, phénomène souvent observé en pédologie (Jackson, 1958).

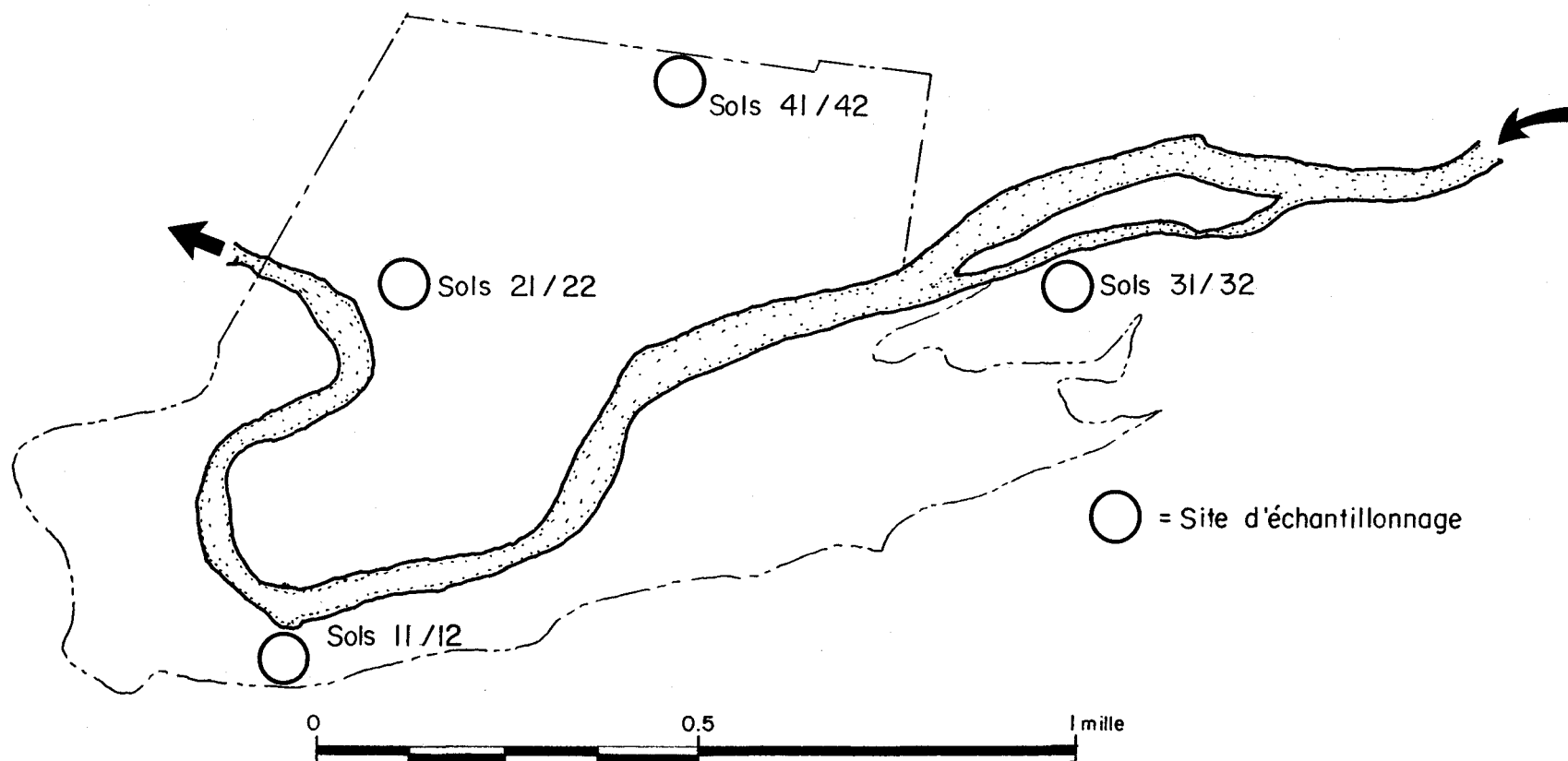


Fig. 3-8: Localisation des sites d'échantillonnage pour les quatre sols dont l'immersion a été étudiée
 (Code numérique XY : X = type de sol = 1, 2, 3 ou 4 ; Y = 1 (non-décapé) ou 2 (décapé) .

TABLEAU 3-9 : CARACTERISTIQUES PEDOLOGIQUES DES ECHANTILLONS DE SOL DONT LE COMPORTEMENT APRES IMMERSION A ETE ETUDIE EN LABORATOIRE

ANALYSE ¹	SOL ²							
	11	12	21	22	31	32	41	42
	⁵							
% sable	-	-	-	-	-	-	-	-
% limon	-	-	-	-	-	-	-	-
% argile	-	-	-	-	-	-	-	-
% C-org	-	2.56	2.35	1.12	1.76	2.38	23.78	1.19
% N-org	-	0.22	0.20	0.07	0.15	0.21	1.17	0.08
% matière org.	-	4.40	4.04	1.93	3.03	4.09	40.9	2.05
C . N	-	0.56	0.47	0.08	.26	0.50	27.8	0.10
C/N	-	11.64	11.75	16.0	11.73	11.33	20.32	14.88
P-assim (ppm) ³	-	-	61	46	22	22	66	120
pH	-	5.85	5.90	6.47	4.80	4.86	5.23	6.09
Ca (meq/100g)	-	3.65	3.55	2.5	1.0	1.2	2.35	2.55
Mg "	-	0.28	0.24	0.10	0.05	0.09	0.21	0.08
K "	-	0.38	0.32	0.05	0.06	0.15	1.25	0.08
Na "	-	0.41	0.06	0.02	0.02	0.02	0.43	0.06
% Fe ₄ ⁴	-	0.49	0.69	0.64	1.32	1.22	0.69	0.12
% Al	-	0.17	0.14	0.10	0.45	0.37	0.70	0.02

¹ Analyses effectuées par la division des sols du Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec, selon les techniques standards.

² Pour l'identification des sols (11, 12; 21...), et la localisation des sites de prélèvement, voir figure 3-8.

³ Phosphore extrait par du fluorure d'ammonium.

⁴ Fer, aluminium extraits par du dithionite.

⁵ Résultat non disponible.

TABEAU 3-10 : CARACTERISTIQUES PEDOLOGIQUES DES ECHANTILLONS DE SOL PRELEVES A PROXIMITE DES ENDROITS OU LE SOL AVAIT ETE EXCAVE POUR ETRE IMMERGE DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX

ANALYSE ¹	SOL ²							
	11	12	21	22	31	32	41	42
% sable	16.7	16.7	31.6	24.4	47.2	49.8	34.2	56.4
% limon	45.0	52.6	41.4	44.0	30.2	26.0	41.2	22.0
% argile	38.3	31.7	27.0	31.6	22.6	24.2	24.6	21.6
% C-org	7.45	5.18	2.27	1.61	3.56	3.18	8.09	6.37
% N-org	0.55	0.38	0.18	0.13	0.25	0.20	0.42	0.27
% matière org.	12.8	8.91	3.91	2.77	6.13	5.47	13.9	10.9
C . N	4.1	2.0	0.41	0.21	0.89	0.64	3.4	1.7
C/N	13.5	13.6	12.6	12.4	14.2	15.9	19.2	22.8
P-assim. ³ (ppm)	68	54	30	38	48	58	76	110
pH	4.92	5.22	5.72	6.03	5.13	5.70	5.22	5.21
Ca (meq/100g)	7.8	7.35	2.65	2.35	7.6	5.7	5.0	0.2
Mg "	0.73	0.56	0.18	0.11	0.73	0.43	0.20	0.04
K "	1.06	0.39	0.71	0.18	0.36	0.36	0.42	0.13
Na "	1.34	0.67	0.02	0.06	0.87	0.74	0.04	0.01
% Fe ⁴	1.63	0.41	0.62	0.62	1.04	0.52	0.21	0.11
% Al ⁴	0.23	0.19	0.13	0.18	0.25	0.19	0.20	0.26

¹ Analyses effectuées par la division des sols du Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec, selon des techniques standard.

² Pour la localisation précise des sites de prélèvement, se référer aux figures 3-5 ou 3-7.

sol 11 - sites	31	32	33	sol 12 - sites	36	37	38
sol 21 - site	22			sol 22 - site	27		
sol 31 - site	11			sol 32 - site	16		
sol 41 - site	44			sol 42 - site	49		

³ Phosphore extrait par du fluorure d'ammonium.

⁴ Fer, aluminium extraits par du dithionite.

3.3.2 Qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes - évolution

A. Evolution de la qualité physico-chimique de l'eau des bacs expérimentaux (étude en laboratoire - voir section 3.2.2)

L'évolution de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode mise en contact avec les différents sols fut étudiée dans des bacs expérimentaux maintenus dans l'obscurité et dans des conditions contrôlées de température et d'oxygène dissous. Pour dégager les principales conclusions de cette phase du projet, il convient de considérer séparément les quatre séries d'expériences (voir tableau 3-2).

- Conditions aérobies (25°C) (annexe 2-1)

L'évolution des divers milieux¹ maintenus à 25°C se divise en deux périodes d'activité distinctes. Pendant la première période, qui a duré environ 35 jours, on constate que les concentrations de certains paramètres physico-chimiques varient rapidement (p. ex. N-total, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, Fe, Mn). Des phénomènes de nature physico-chimique (p. ex. adsorption, désorption, oxydation-précipitation) contrôlent la qualité du milieu immédiatement après l'immersion²; d'autres phénomènes, probablement de nature biochimique (microbiologique), se manifestent plus tard après un laps de quelques jours³.

¹ Le terme "milieu" est employé pour décrire le contenu d'un bac expérimental; un "milieu non décapé" se réfère à un bac contenant du sol non-décapé tandis qu'un "milieu décapé" correspond à un bac contenant du sol décapé.

² Exemple: disparition de manganèse et de fer solubles.

³ Exemple: libération de différentes formes d'azote.

Pendant la période initiale, le comportement des milieux décapés correspondant aux sols 2, 3 et 4 se différencie nettement de celui des milieux non-décapés; en effet, dans ces derniers, les concentrations de plusieurs paramètres¹ sont plus grandes et plus variables que dans les milieux contenant du sol décapé. Comme exemple de cet effet du décapage, les figures 3-9 et 3-10 montrent l'évolution des concentrations des différentes formes d'azote dans l'eau de bacs expérimentaux contenant, respectivement, du sol 2 non-décapé (figure 3-9) et du sol 2 décapé (figure 3-10); à titre d'élément de comparaison, l'évolution du milieu témoin apparaît à la figure 3-11. Ces résultats montrent que le décapage a pour effet d'atténuer la libération des différentes formes d'azote et de faire se rapprocher le comportement du milieu décapé de celui du milieu témoin. La libération de l'azote ammoniacal, après un laps de temps d'environ 10 jours, est reliée à l'action microbiologique; les transformations subséquentes et la séquence des pics, $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$, s'expliquent en termes de réactions d'ammonification et de nitrification qui font partie du cycle de l'azote en milieu aquatique (De Marco et al., 1967; Engler et Patrick, 1974).

¹ Exemple: N-total, Mn, Fe, couleur, tannins.

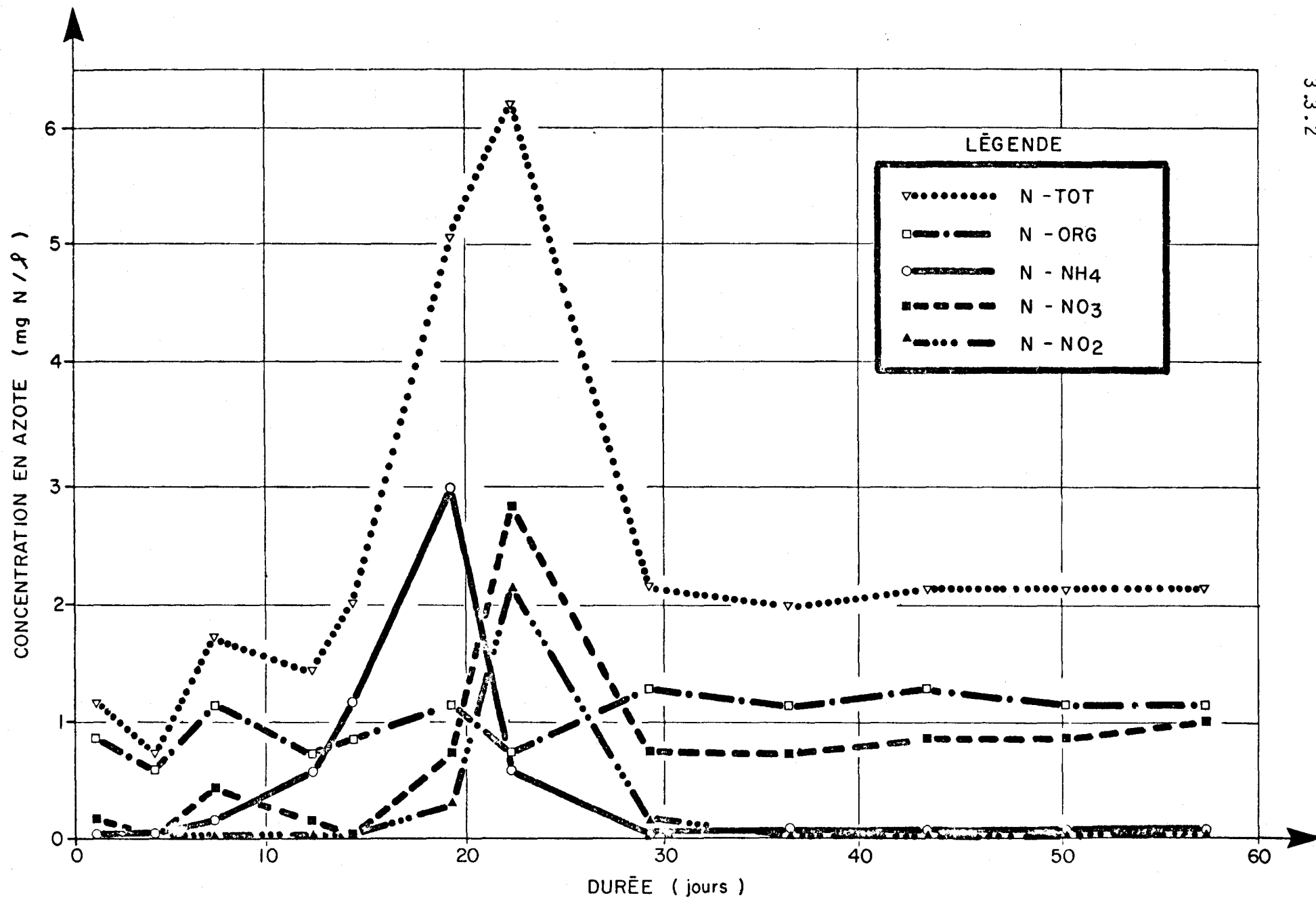


Fig. 3-9 : Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Sol 2, non-décapé, série 01-25.

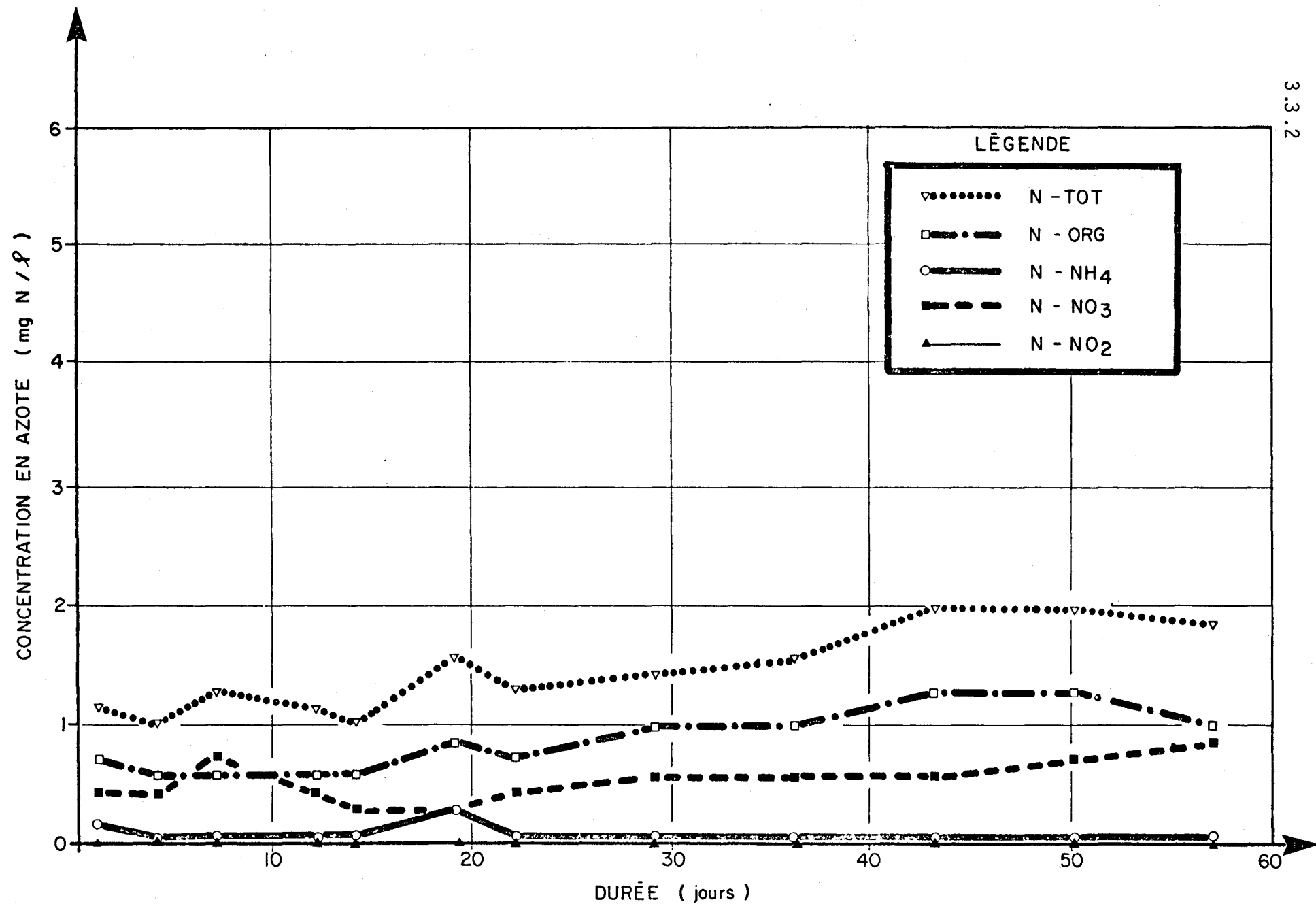


Fig. 3-10: Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote .
Sol 2, décapé , série OI-25.

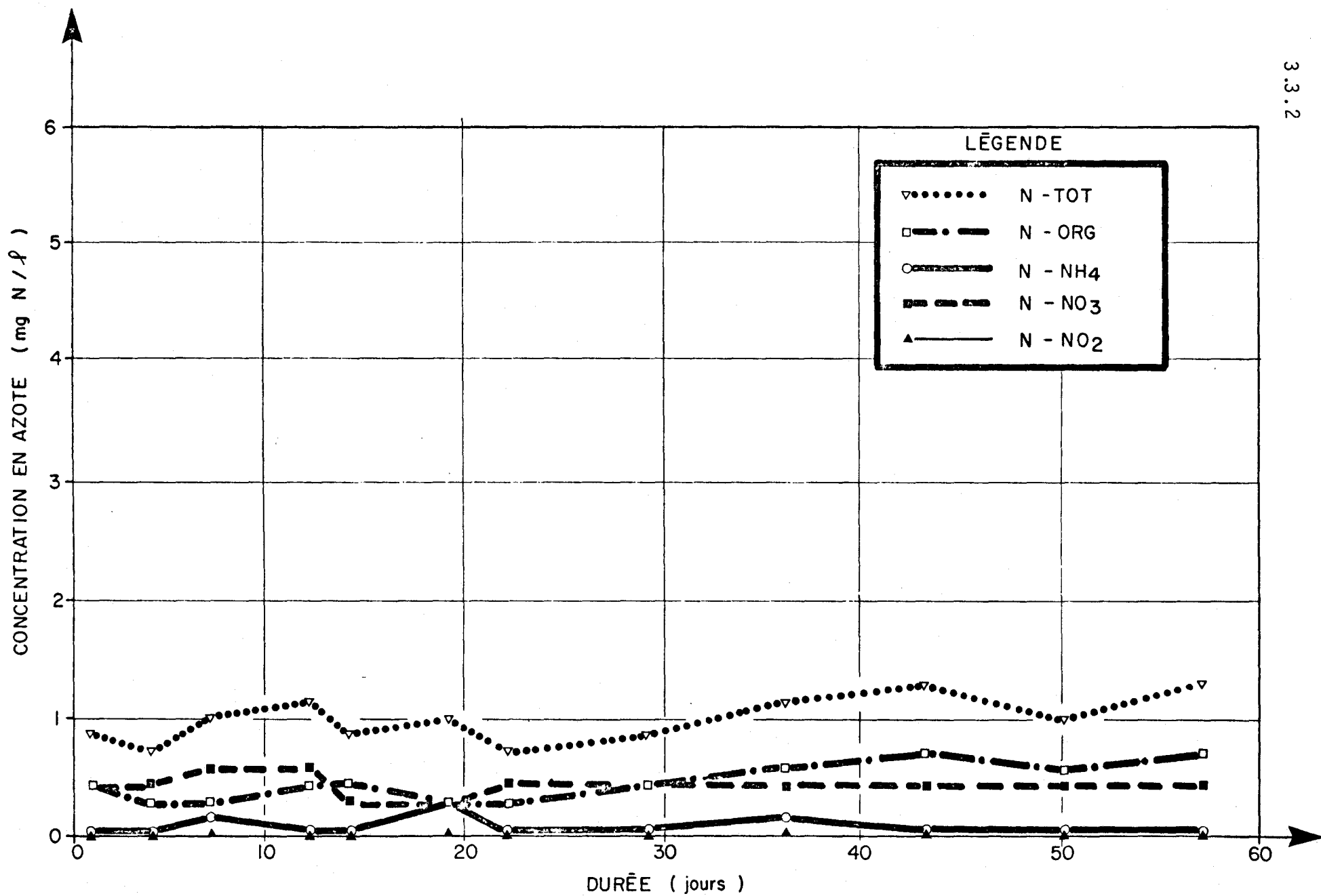


Fig. 3-11 : Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote .
Bac témoin , série 01-25 .

Pendant la deuxième période, soit du 35^e au 62^e jour, les concentrations des paramètres physico-chimiques suivis varient peu; il s'agit d'une période stable qui suit la première phase d'activité intense. Pour chacun des sols 1, 2 et 3, il existe peu de différences entre la composition chimique du milieu non-décapé et celle du milieu décapé (comparer les figures 3-9 et 3-10, à partir du 35^e jour); pour le sol 4, par contre, de telles différences persistent jusqu'à la fin de l'expérience. Les valeurs observées pour les divers paramètres diffèrent d'un sol à l'autre, mais en général les concentrations mesurées satisfont aux normes canadiennes pour l'eau potable (comparer section 3.3.4); seuls la couleur (sols 2, 3 et 4) et le fer (sols 3 et 4) dépassent ces normes.

Afin de comparer l'impact des différents sols sur les eaux sus-jacentes, on a procédé à l'intégration des graphiques de concentration vs temps pour certains des paramètres. Le calcul de ces "concentrations cumulatives" a permis de définir une "efficacité du décapage" pour chaque type de sol; le tableau 3-11 en présente les résultats. Selon la définition employée, une efficacité de 100 correspond à trouver, pour un paramètre donné, la même concentration dans le milieu décapé que dans le milieu témoin. Pour les paramètres énumérés au tableau 3-11, le décapage montre une efficacité de 35 à 120% pour les sols 2, 3 et 4. Par contre, pour le sol marécageux (sol 1), le décapage s'avère inefficace; en effet, les concentrations cumulatives sont souvent légèrement plus élevées dans les milieux décapés que dans ceux contenant la couche superficielle du sol.

Quoiqu'instructive, cette définition de l'efficacité du décapage ne permet pas la comparaison directe des différents types de sol: en effet, une efficacité de "x" % n'a pas la même signification quantitative pour deux sols qui influencent différemment la qualité de l'eau sus-jacente. Afin de faciliter la comparaison des divers sols, on peut définir l' "impact relatif du décapage" d'un sol donné, selon la formulation suivante:

¹

Notez que les concentrations cumulatives ont été calculées pour toute la durée de l'expérience. Par conséquent, le calcul de l'efficacité du décapage tient compte, lui-aussi, de la période initiale d' "instabilité".

TABEAU 3-11 : BACS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE DU DECAPAGE SUR LES CONCENTRATIONS CUMULATIVES OBSERVEES DANS LES CONDITIONS AEROBIES (25°C)

Paramètre	Classement des sols ^{1,2,3}							
N-inorganique	2	(88)	~	3	(85)	>	4	(43) > 1 (-24)
N-organique	4	(55)	>	2	(40)	>	3	(36) > 1 (-19)
P-inorganique	3	(100)	>	2	(67)	~	1	(65) > 4 (43)
couleur	3	(54)	>	4	(42)	~	2	(38) > 1 (-57)
tannins	2	(93)	>	4	(66)	~	3	(64) > 1 (-38)
Mn	2	(95)	>	4	(86)	>	3	(65) > 1 (-29)
Fe	2	(120)	>	4	(54)	>	3	(38) > 1 (-175)

¹ Classement selon l'efficacité du décapage (qui apparaît entre parenthèses)

² Définition: efficacité =
$$\frac{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^D}{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^T} \times 100$$

où C_{cum}^{ND} = concentration cumulative dans le milieu non-décapé

C_{cum}^D = concentration cumulative dans le milieu décapé

C_{cum}^T = concentration cumulative dans le milieu témoin

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

TABLEAU 3-12 : BACS EXPERIMENTAUX - IMPACTS RELATIFS DU DECAPAGE DANS LES CONDITIONS AEROBIES (25°C)

Paramètre	Classement des sols ^{1,2,3}							
N-inorganique	2	(55)	>	4	(43)	>	3	(29) > 1 (-5)
N-organique	4	(55)	>	3	(12)	>	2	(9) > 1 (~0)
P-inorganique	4	(43)	>	1	(38)	>	2	(21) > 3 (4)
couleur	4	(42)	>	3	(12)	>	2	(4) > 1 (-1)
tannins	4	(66)	>	2	(23)	>	3	(18) > 1 (-1)
Mn	4	(86)	>	2	(37)	>	3	(13) > 1 (-5)
Fe	4	(54)	>	3	(18)	>	2	(2) > 1 (-1)

¹ Classement selon l'impact relatif du décapage (qui apparaît entre parenthèses).

² Définition: impact relatif =
$$\frac{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^D}{M} \cdot 100 \text{ (voir texte)}$$

où: C_{cum}^{ND} = concentration cumulative dans le milieu non-décapé

C_{cum}^D = concentration cumulative dans le milieu décapé

C_{cum}^T = concentration cumulative dans le milieu témoin

$M = \left\{ C_{cum}^{ND} - C_{cum}^T \right\}$ maximum observé parmi les 4 types de sol

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

$$\begin{aligned} \text{impact relatif} &= \left\{ \frac{C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{D}}}{C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{T}}} \right\} \cdot \left\{ \frac{C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{T}}}{M} \right\} \cdot 100 \\ &= \frac{C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{D}}}{M} \cdot 100 \end{aligned}$$

où $C_{\text{cum}}^{\text{ND}}$ = concentration cumulative dans le milieu non décapé

$C_{\text{cum}}^{\text{D}}$ = concentration cumulative dans le milieu décapé

$C_{\text{cum}}^{\text{T}}$ = concentration cumulative dans le milieu témoin

$M = \left\{ C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{T}} \right\}$ maximum observé parmi les 4 types de sol

Le classement des sols selon ce critère (tableau 3-12) varie peu pour les différents paramètres considérés. En général, l'impact du décapage diminue dans l'ordre:

sol 4 > sols 2,3 > sol 1

- Conditions aérobies (1°C) (annexe 2-2)

Les différents milieux maintenus à 1°C dans des conditions aérobies ont généralement des concentrations en substances dissoutes plus faibles que ceux maintenus à 25°C; de plus, l'évolution de ces milieux ne se fait pas en deux périodes d'activité distinctes comme dans le cas de l'expérience menée à 25°C. Les changements de concentrations y sont lents et témoignent d'une activité assez uniforme pendant toute l'expérience. La vitesse des réactions chimiques et microbiologiques qui suivent l'immersion des sols est donc sensiblement ralentie par l'abaissement de la température. Aucun des phénomènes qui caractérisent le comportement des milieux à 25°C ne se produit au cours de l'expérience faite à 1°C : ni le pic d'azote total après 15 jours, ni la

disparition des sulfates (dans les milieux 21, 31 et 41), ni la réduction initiale de la concentration en fer soluble ne se présentent dans les milieux maintenus à 1°C.

Comme c'est le cas à 25°C, le décapage a peu d'effets sur le comportement des milieux renfermant le sol marécageux (sol 1). Pour les autres sols (2, 3 et 4), par contre, les milieux non-décapés et ceux contenant du sol décapé se comportent différemment; les paramètres reliés à la teneur en matière organique (p. ex. N-organique, C-organique, couleur, tannins) atteignent des valeurs plus élevées dans les milieux non-décapés que dans les milieux décapés.

De plus, contrairement à ce qui se produit à 25°C, ces différences en composition chimique, attribuables au décapage, persistent jusqu'à la fin de l'expérience (ex.: figures 3-12, 13, 14). Comme on l'a souligné précédemment, les concentrations impliquées sont généralement plus petites que celles observées dans les eaux sus-jacentes à 25°C; par conséquent, même si des différences physico-chimiques persistent pendant longtemps, elles entraînent peu de problèmes quant aux normes pour l'eau potable (seule la couleur dépasse la norme de 15 unités, dans les milieux contenant les sols 2, 3 et 4 non-décapés).

En résumé, les expériences conduites dans des conditions aérobies et à 25°C montrent que les concentrations des différentes formes d'azote et celles en sulfate sont les paramètres les plus sensibles au décapage. Par ailleurs, celles conduites dans des conditions aérobies mais à 1°C révèlent un impact beaucoup moins grand des sols sur la qualité de l'eau sus-jacente; toutefois, on y décèle encore un impact du décapage sur les proportions relatives dans différentes formes d'azote, sur la couleur, ainsi que sur les concentrations en carbone organique et en tannins.

- Conditions anaérobies (25°C) (annexe 2-3)

L'évolution des divers milieux maintenus dans des conditions anaérobies se différencie nettement de celle des milieux aérobies. En effet, la qualité physico-chimique de l'eau dans les milieux anaérobies

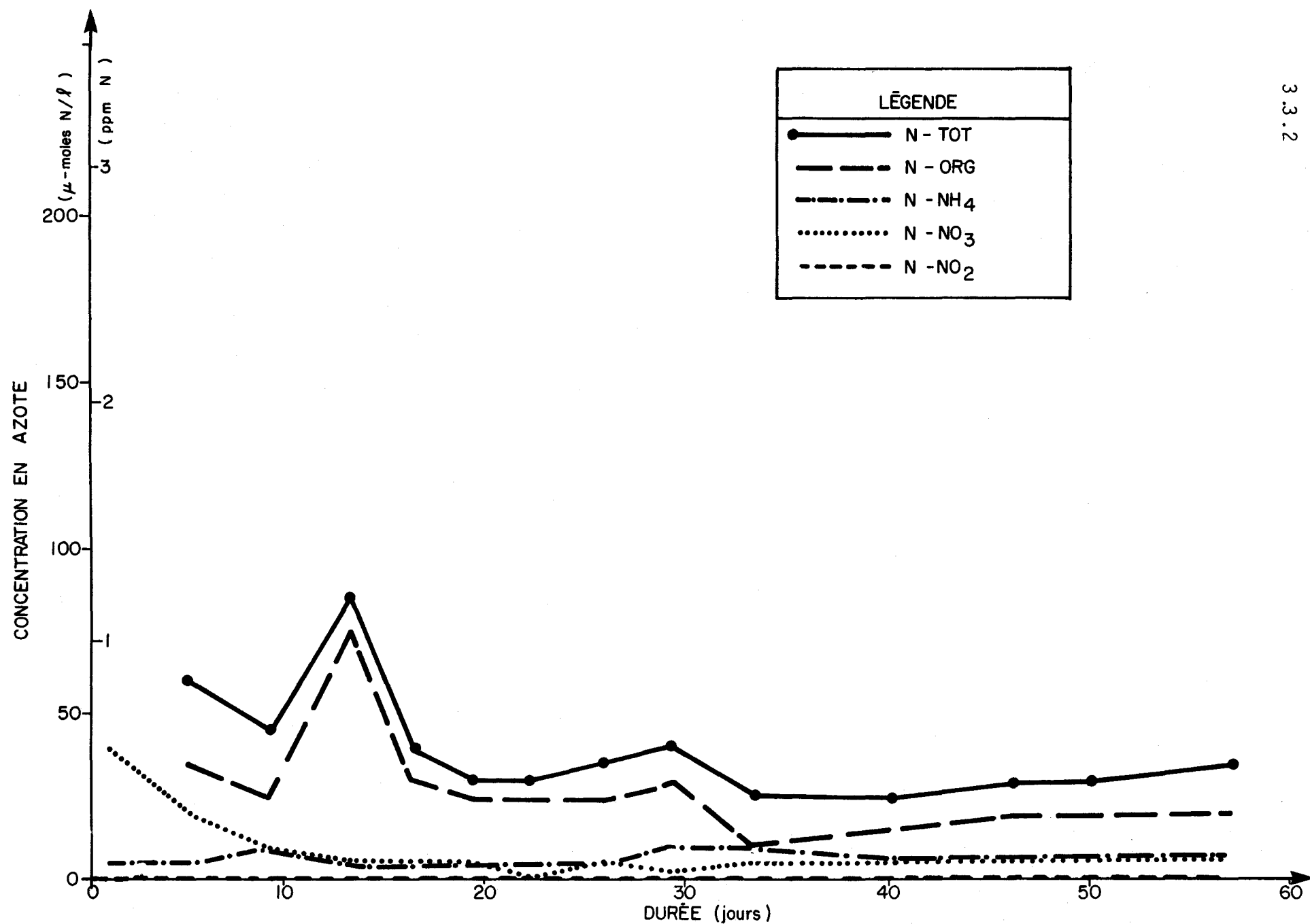


Fig. 3-12 : Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Sol 2, non-décapé, série OI-OI.

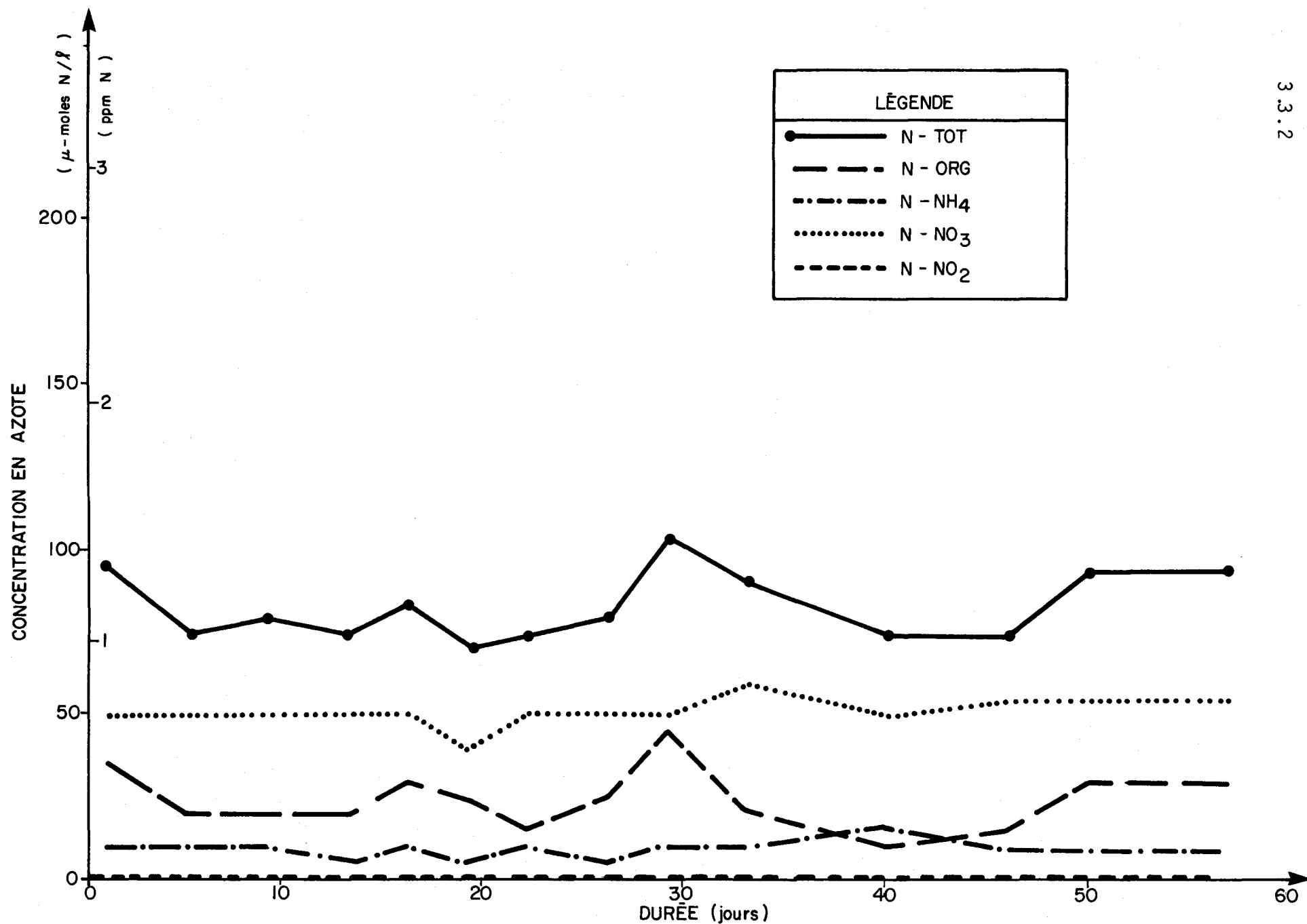


Fig. 3 -13 : Bacs expérimentaux -évolution des concentrations des différentes formes d'azote .
Sol 2, décapé, série 01-01 .

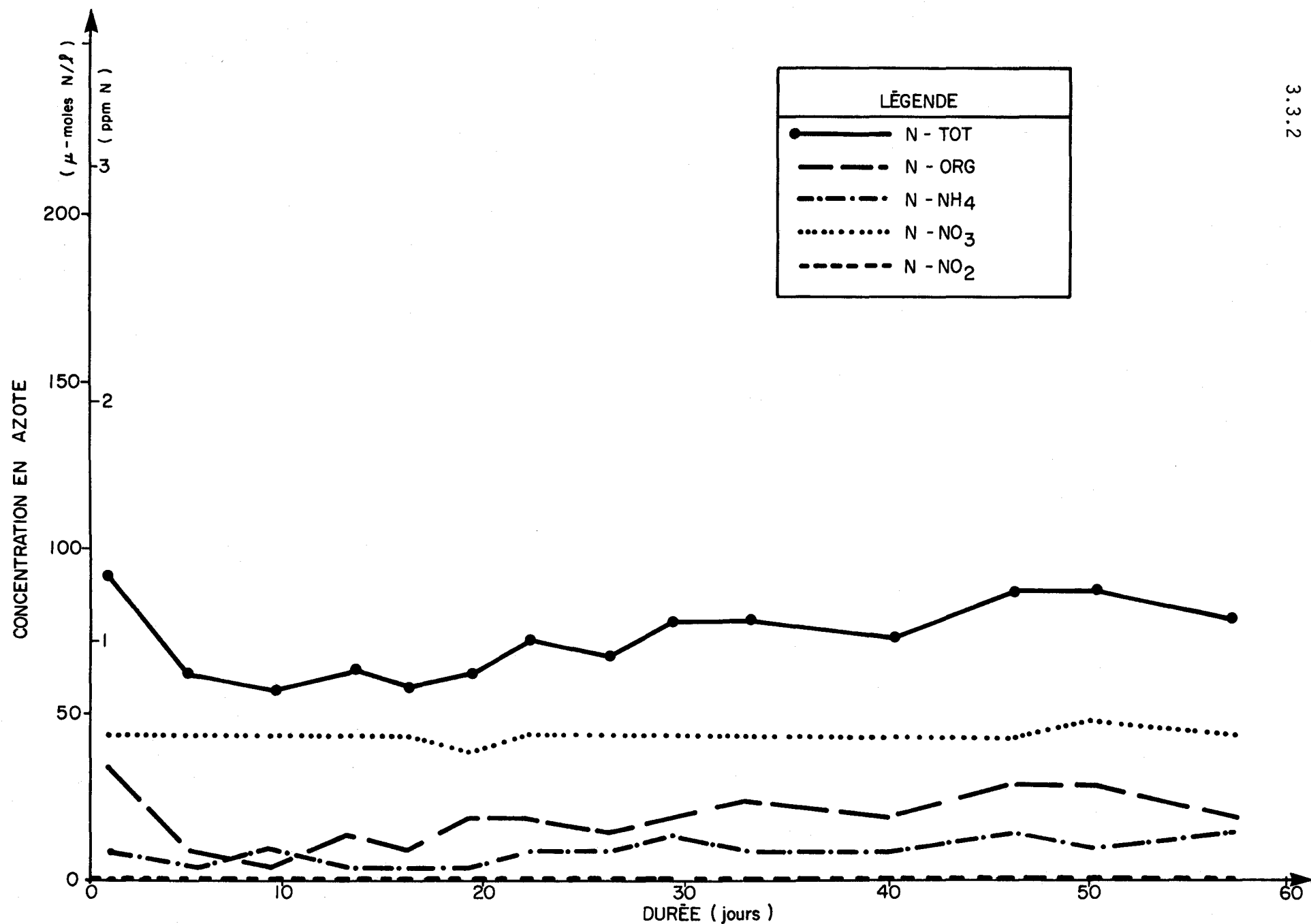


Fig. 3-14 : Bacs expérimentaux-évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Bac témoin, série OI-OI .

contenant des sols non-décapés se détériore grandement par rapport à celle des eaux des milieux aérobies correspondant; pour plusieurs paramètres (p. ex. Mn, Fe, couleur, NH_4), les concentrations observées excèdent de beaucoup les normes acceptées pour l'eau potable.

Les effets du décapage, parfois de durée assez courte dans des conditions aérobies, ont tendance à persister en l'absence d'oxygène, et sans oxygène leur ampleur est beaucoup plus grande que dans les conditions aérobies. La figure 3-15, qui montre l'évolution des concentrations en manganèse dans le milieu témoin et dans le milieu renfermant du sol 2, illustre cette tendance. Dans le milieu non-décapé, la teneur en manganèse augmente grandement et tend vers un plateau, lequel correspond à des concentrations très élevées ($> 140 \mu\text{M}$, $> 7.6 \text{ mg Mn/l}$); dans le milieu décapé, de même que dans le milieu témoin, les concentrations en manganèse demeurent faibles.

L'effet bénéfique du décapage, tel que démontré par l'évolution du manganèse sur la figure 3-15, se manifeste aussi dans l'évolution de plusieurs autres paramètres; comme deuxième exemple, les figures 3-16, 17 et 18 montrent l'évolution des concentrations des différentes formes d'azote en milieu anaérobie (cf. figures 3-9, 10, 11). Le tableau 3-13 compare, pour les paramètres les plus sensibles au décapage, les concentrations finales (51 jours) observées dans les milieux non-décapés et dans les milieux décapés. Pour les sols 2, 3 et 4, le décapage a pour effet de réduire grandement les concentrations finales atteintes dans les eaux sus-jacentes; par contre, comme c'était le cas dans les conditions aérobies, le décapage a peu d'effets sur les concentrations finales trouvées dans les milieux contenant du sol marécageux (sol 1).

Afin de comparer les effets du décapage des différents sols, les "concentrations cumulatives" furent obtenues comme décrit précédemment dans le cas des conditions aérobies. Selon la définition d'efficacité déjà introduite, on a classé les sols selon leur réponse au décapage (tableau 3-14). Le décapage s'avère très efficace (efficacité généralement $> 90\%$) sauf pour le sol marécageux (sol 1); il améliore de beaucoup la qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes et il les ramène à une composition chimique acceptable du point de vue des normes pour l'eau potable.

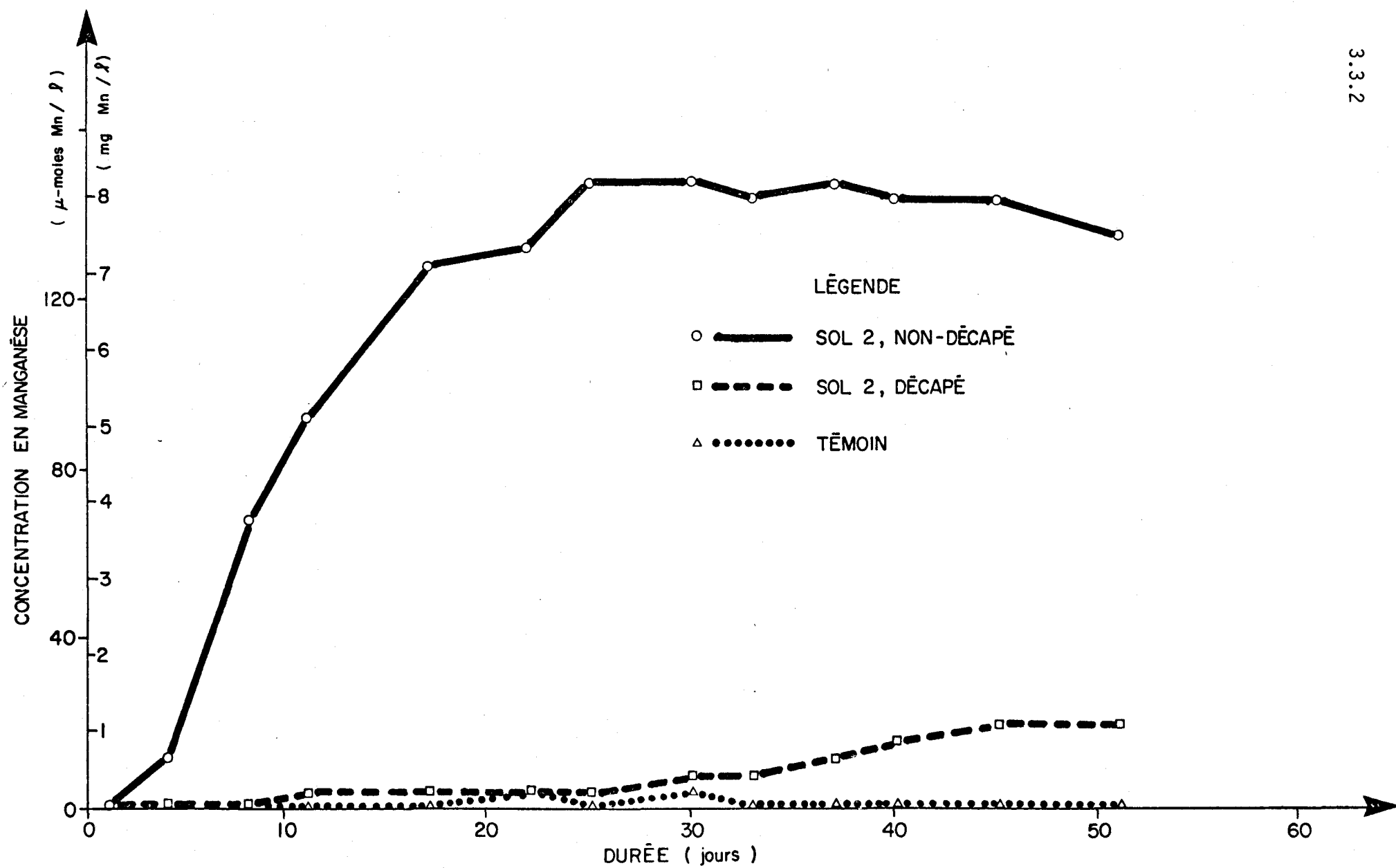


Fig. 3 -15 : Bacs expérimentaux -évolution de la concentration en manganèse. Sol 2 , série 00-25 , anaérobie .

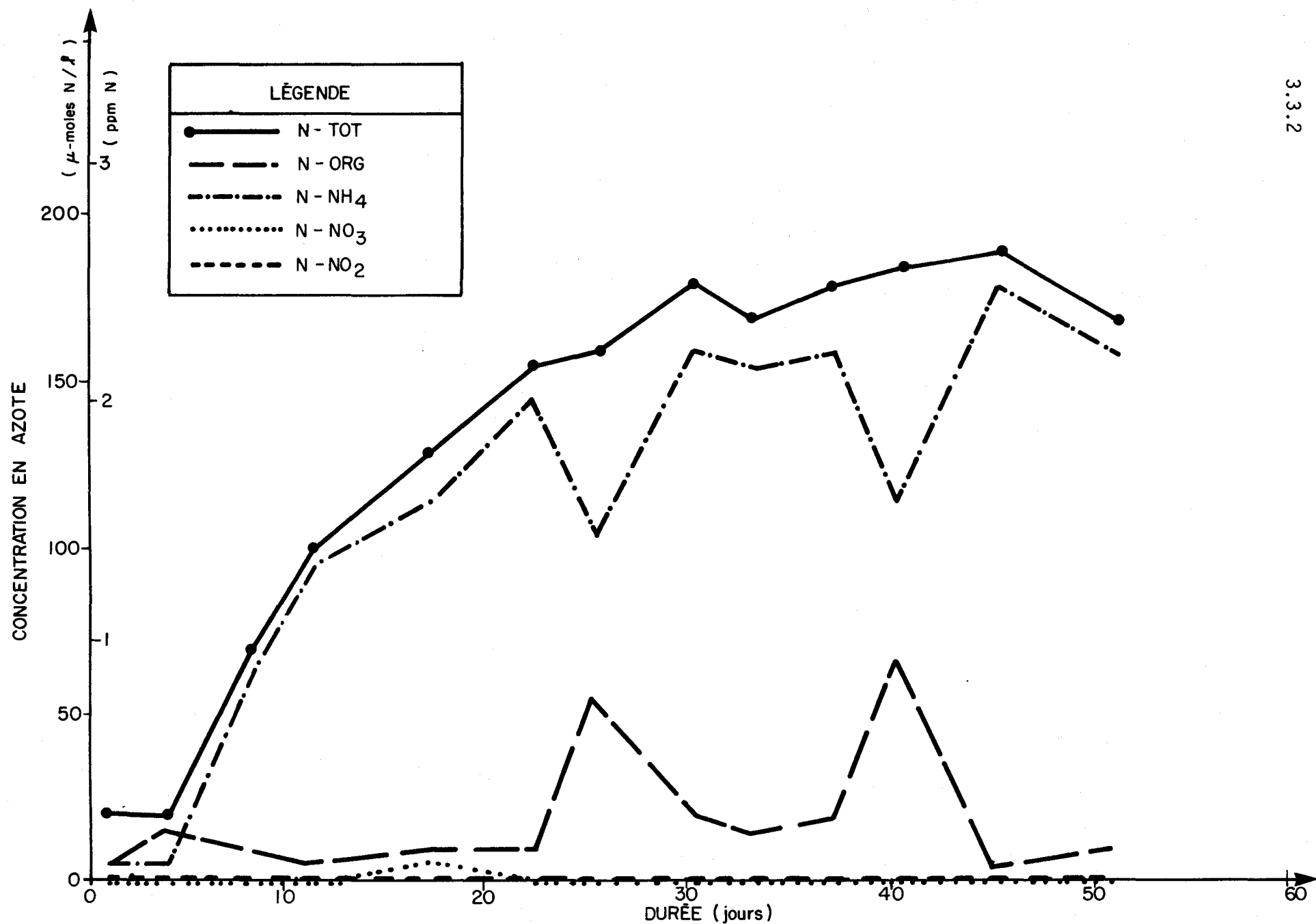


Fig. 3 - 16 : Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Sol 2, non-décapé, série 00-25.

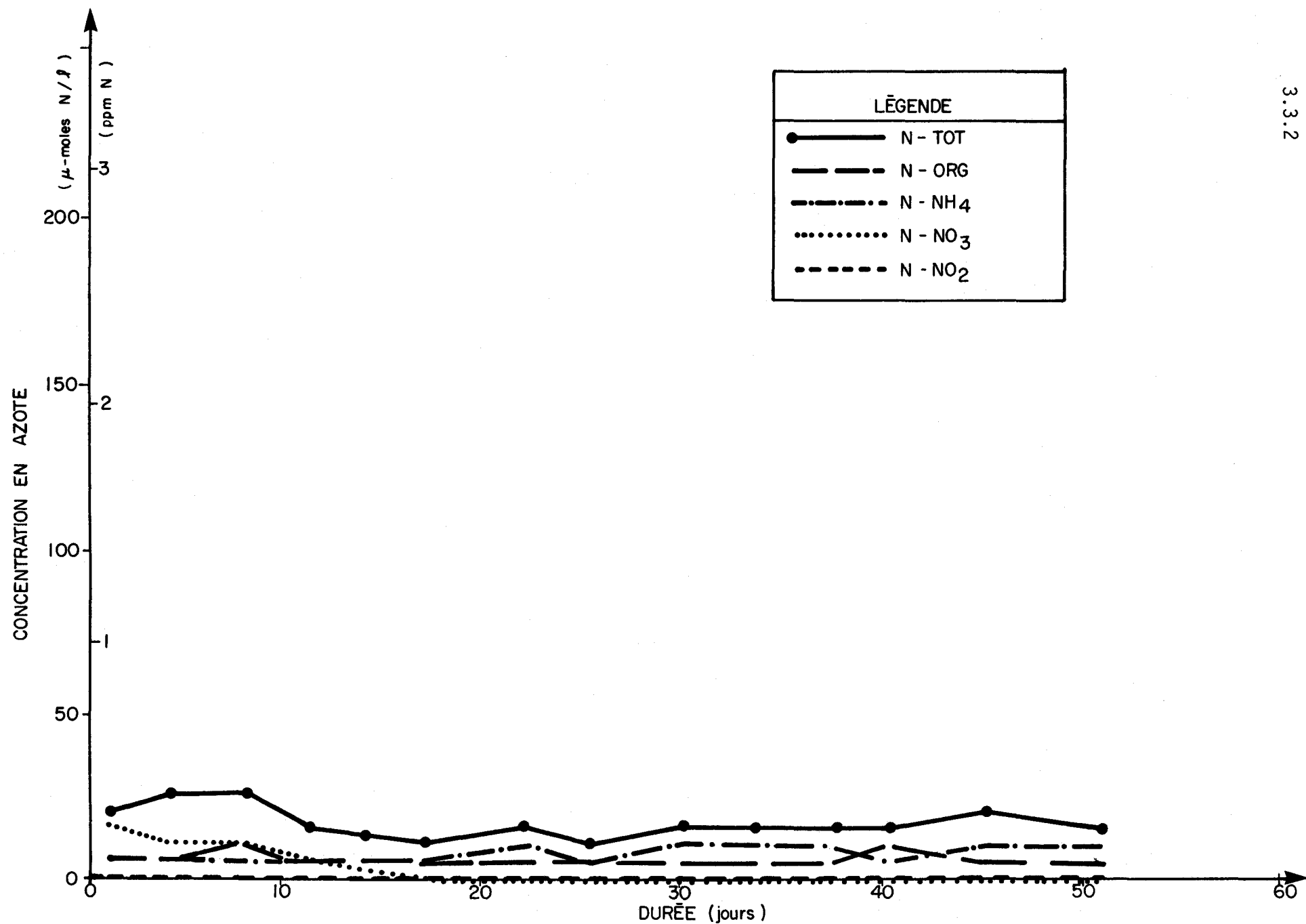


Fig. 3-17 : Bacs expérimentaux - évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Sol 2, décapé, série 00-25.

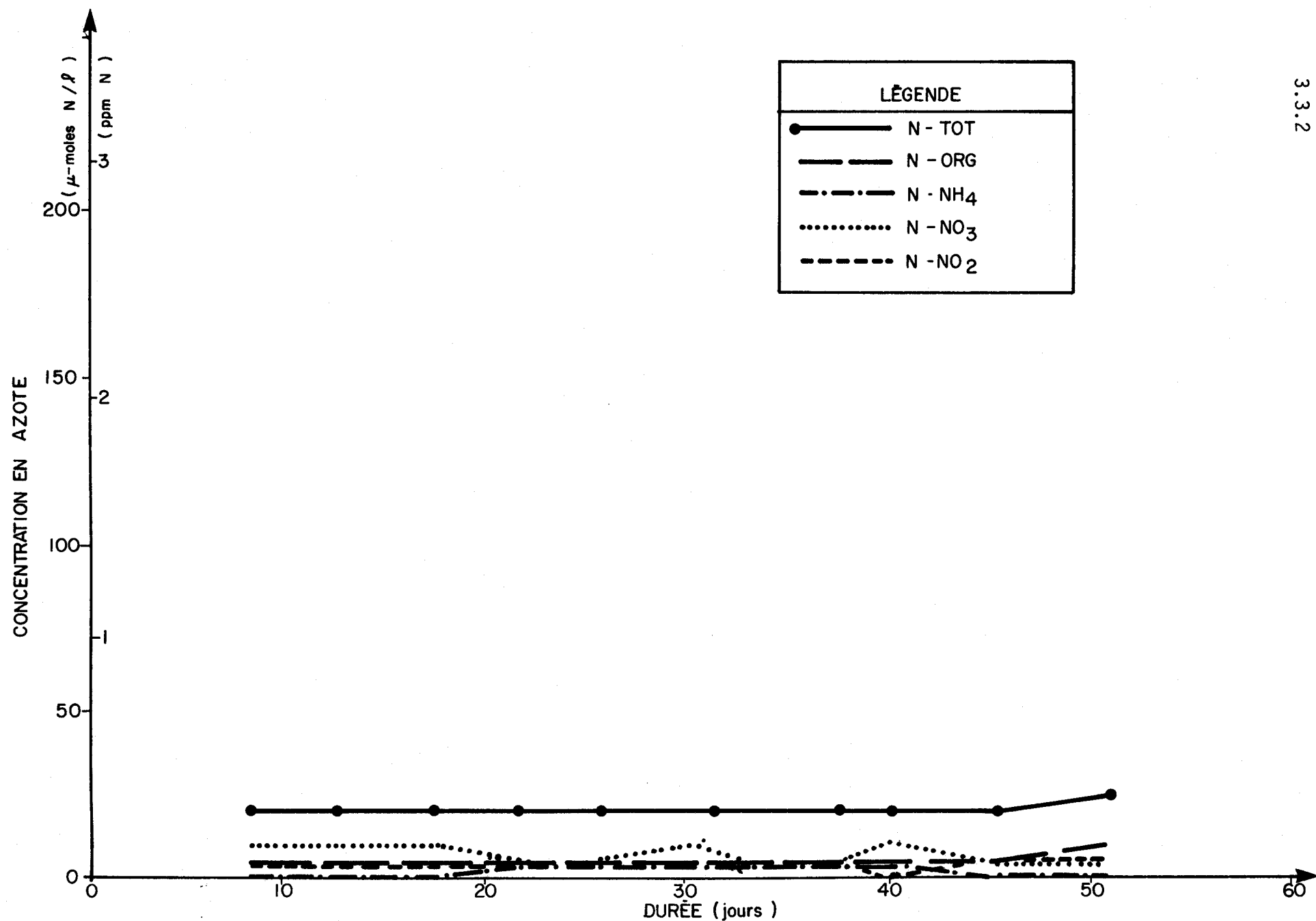


Fig. 3 - 18 : Bacs expérimentaux-évolution des concentrations des différentes formes d'azote.
Bac témoin, série 00-25 .

Pour fins de comparaison, on a également calculé l'impact relatif du décapage pour chaque sol, en suivant la définition introduite plus haut. Bien que le classement des sols selon ce critère (tableau 3-15) varie pour les différents paramètres considérés, les sols se rangent généralement dans l'ordre:

sols 3,4 > sol 2 > sol 1

- Conditions anaérobies (1°C) (annexe 2-4)

L'évolution des différents milieux maintenus à 1°C, toujours dans des conditions anaérobies, laisse d'abord voir une période d'environ 25 jours d'activité réduite; pendant cette phase la composition chimique des eaux sus-jacentes varie peu. Après cette période, l'évolution des milieux ressemble à celle observée en milieu anaérobie et à 25°C; dans les milieux non-décapés les concentrations atteintes, quoiqu'inférieures à celles retrouvées à température élevée, dépassent néanmoins les normes suggérées pour l'eau de boisson (N-NH₄, Mn, Fe, couleur). De nouveau, comme ce fut le cas en condition anaérobie à 25°C, le décapage s'avère efficace pour améliorer la qualité des eaux sus-jacentes.

TABLEAU 3-13: BACS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE DU DECAPAGE SUR LES CONCENTRATIONS FINALES ATTEINTES DANS LES CONDITIONS ANAEROBIES (25°C)

<u>Paramètre</u>	<u>Classement des sols</u> ^{1,2}							
N-NH ₃	4	(31)	>	3	(16)	>	2	(9) > 1 (2)
couleur	3	(53)	>	4	(5)	>	2	(3) > 1 (0.3)
tannins	3	(41)	>	4	(15)	>	2	(8) > 1 (1)
Mn	3	(32)	>	4	(19)	>	2	(7) > 1 (4)
Fe	3	(330)	>	4	(28)	>	2	(6) > 1 (0.1)
conductivité	3	(5.6)	>	4	(2.6)	>	1	(1.8) > 2 (1.1)

¹ Classement selon le rapport $\frac{\text{concentration finale sans décapage}}{\text{concentration finale avec décapage}}$, lequel apparaît entre parenthèses.

² Pour l'identification des sols, 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

TABEAU 3-14 : BACS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE DU DECAPAGE SUR LES CONCENTRATIONS CUMULATIVES OBSERVEES DANS LES CONDITIONS ANAEROBIES (25°C).

<u>Paramètre</u>	<u>Classement des sols</u> ^{1,2,3}							
N-inorganique	3	(103)	~	2	(102)	~	4	(100) > 1 (70)
N-organique	3	(103)	~	2	(99)	~	4	(96) > 1 (43)
P-inorganique	2	(102)	~	3	(102)	~	4	(97) > 1 (-450)
couleur	2	(103)	~	3	(103)	>	4	(93) > 1 (-720)
tannins	4	(103)	~	3	(102)	~	2	(100) > 1 (29)
Mn	3	(99)	~	4	(98)	~	2	(94) > 1 (76)
Fe	2	(104)	~	3	(101)	~	4	(99) > 1 (-840)

¹ Classement selon l'efficacité du décapage (qui apparaît entre parenthèses)

² Définition: efficacité =
$$\frac{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^D}{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^T} \times 100$$

où C_{cum}^{ND} = concentration cumulative dans le milieu non-décapé
 C_{cum}^D = concentration cumulative dans le milieu décapé
 C_{cum}^T = concentration cumulative dans le milieu témoin

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

TABEAU 3-15 : BACS EXPERIMENTAUX - IMPACTS RELATIFS DU DECAPAGE DANS LES CONDITIONS ANAEROBIES (25°C)

Paramètre	Classement des sols ^{1,2,3}			
N-inorganique	4 (100)	> 2 (40)	~ 3 (37)	> 1 (18)
N-organique	4 (96)	> 3 (41)	> 2 (24)	> 1 (5)
P-inorganique	4 (97)	> 3 (27)	> 2 (14)	> 1 (-5)
couleur	3 (103)	> 4 (76)	> 2 (9)	> 1 (-7)
tannins	3 (102)	> 4 (76)	> 2 (46)	> 1 (2)
Mn	2 (94)	> 3 (72)	> 4 (46)	> 1 (38)
Fe	3 (101)	> 4 (32)	> 2 (3)	> 1 (-3)

¹ Classement selon l'impact relatif du décapage (qui apparaît entre parenthèses).

² Définition: impact relatif = $\frac{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^D}{M} \cdot 100$ (voir texte)

où : C_{cum}^{ND} = concentration cumulative dans le milieu non-décapé

C_{cum}^D = concentration cumulative dans le milieu décapé

C_{cum}^T = concentration cumulative dans le milieu témoin

$M = \left\{ C_{cum}^{ND} - C_{cum}^T \right\}$ maximum observé par les 4 types de sol

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

RESUME 3.3.2 A

L'étude en laboratoire du comportement des différents sols après immersion a mis clairement en évidence certains effets bénéfiques potentiels du décapage en ce qui concerne l'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes.

- Dans les cas des sols 2, 3 et 4, l'efficacité du décapage, telle que définie et présentée aux tableaux 3-11 et 3-13, varie de 35 à 120% ; elle est généralement plus élevée dans les expériences conduites dans des conditions anaérobies;
- pour ces mêmes sols, l'impact du décapage, tel que défini et présenté aux tableaux 3-12 et 3-15, est aussi davantage important dans les conditions anaérobies ¹;
- pour les milieux aérobies où il n'y avait pas eu de décapage, la qualité "finale" (après environ 55 jours) des eaux sus-jacentes était quand même satisfaisante; par contre, dans des conditions anaérobies, la qualité finale de l'eau des milieux non-décapés s'est grandement détériorée et elle n'était plus "acceptable".

En raison de l'ensemble de ces observations, il est clair qu'en absence de décapage, les conditions anaérobies sont à éviter.

¹ Soulignons que la valeur de M impliquée dans la définition de l'impact du décapage (voir p. 125) est jusqu'à 50 fois plus grande pour la série anaérobie que pour la série aérobie. Alors, avant de comparer les valeurs d'impact relatif présentées aux tableaux 3-12 et 3-15, il faudrait multiplier celles du tableau 3-12 par le facteur $\{M_{\text{anaérobie}} / M_{\text{aérobie}}\}$

<u>paramètre</u>	<u>M_{anaérobie}/M_{aérobie}</u>
N-inorg	9.2
N-org	1.0
P-inorg	7.3
Couleur	1.4
Tannins	2.2
Mn	51.2
Fe	15.9

B. Evolution de la qualité physico-chimique de l'eau des bassins expérimentaux (étude sur le terrain - voir section 3.2.3)

L'évolution de la qualité de l'eau de la rivière Bulstrode, mise en contact avec les différents sols dans les bassins expérimentaux, fut suivie pendant quatre mois. Les conditions expérimentales se rapprochaient de celles susceptibles de prévaloir dans le futur réservoir. Sauf en ce qui concerne la lumière, elles ressemblaient aux conditions des expériences conduites en laboratoire à 25°C (les séries 01-25 et 00-25). On peut donc comparer certains des résultats obtenus sur le terrain à ceux obtenus en laboratoire.

Concentrations cumulatives (annexe 2-5)

Considérons d'abord les bassins expérimentaux contenant du sol décapé¹. Ces milieux¹, de même que les milieux témoins, se comportent de façon semblable, presque identique; les "concentrations cumulatives" présentées au tableau 3-16 témoignent clairement de cette similitude (comparer les colonnes 120, 220, 320, 420 et 000). En effet, en comparant les divers milieux décapés, seuls le carbone organique, la couleur, le fer et les différentes formes d'azote font apparaître des différences de comportement; ce sont cependant des différences relatives petites et non significatives du point de vue de l'utilisation potentielle des eaux. On peut donc considérer que l'ensemble de ces milieux (les milieux décapés plus les milieux témoins) constitue un groupe homogène.

Quant aux bassins expérimentaux contenant du sol non-décapé, ils se différencient nettement de l'ensemble des bassins décapés; contrairement à ce qui se produit dans ces derniers, la couleur, de même que les concentrations en fer et en manganèse dans les milieux non-décapés excèdent parfois les normes acceptées pour l'eau de boisson. De plus,

¹ Comme auparavant, le terme "milieu" est employé pour décrire le contenu d'un bassin expérimental; un "milieu non-décapé" se réfère à un bassin contenant du sol non-décapé tandis qu'un "milieu décapé" correspond à un bassin contenant du sol décapé.

TABLEAU 3-16: : BASSINS EXPERIMENTAUX - COMPARAISON DES CONCENTRATIONS CUMULATIVES APRES 117 JOURS¹

Paramètre	Bassins Expérimentaux ²								
	110	120	210	220	310	320	410	420	000 témoin
N-NH ₄	740	410	1770	300	980	340	960	480	310
N-NO _{2,3}	60	140	170	80	120	80	60	100	90
N-inorg.	800	550	1940	380	1100	420	1020	580	400
N-org.	3720	2200	4860	1750	3580	1680	3870	2840	1870
N-tot.	4520	2750	6800	2130	4680	2100	4890	3420	2270
C-org x10 ²	1100	580	1280	520	760	490	980	720	550
couleur x10 ²	25	25	52	8	16	8	38	22	8
Fe	110	145	1550	1	200	1	550	56	3
Mn	200	12	2230	11	1800	11	45	9	10
dureté x10 ²	1150	810	1120	850	920	780	860	810	850
alcalinité x10 ²	1160	700	1080	730	890	670	800	680	760
C-inorg x10 ²	2230	1310	2030	1300	1480	1200	1480	1210	1320
SO ₄ x10 ²	69	120	120	142	67	136	94	144	147
conductivité x10 ²	227	162	224	168	180	156	172	161	171

¹ Pour la définition d'une "concentration cumulative", voir le texte; les concentrations cumulatives sont exprimées en μ -moles jours litre⁻¹, sauf pour la couleur (unités jours) et pour la conductivité (μ -mhos jours cm⁻¹).

² Explication du code en trois chiffres, xyz : x= type de sol (1 à 4); y= couche de sol, non décapé (1) ou décapé (2); z= essai, 1^{er} essai (1), 2^e essai (2) ou la moyenne des deux essais (0).

les concentrations cumulatives de la plupart des paramètres¹ y sont plus grandes que dans les milieux décapés (comparer les colonnes 110-120; 210-220; 310-320; 410-420 au tableau 3-16); seuls les phosphates (jamais décelables dans les milieux non-décapés, ni dans les milieux décapés (c. à d. $[PO_4] < 0.05 \text{ mg/l}$)), les chlorures (concentrations cumulatives peu affectées par le décapage), les sulfates et les nitrates constituent des exceptions à cette règle.

L'ensemble des milieux non-décapés ne constitue pas un groupe aussi homogène que celui des milieux décapés; en d'autres mots, en plus de se distinguer des milieux décapés, ils se différencient clairement les uns des autres. La comparaison des concentrations cumulatives (colonnes 110, 210, 310 et 410 au tableau 3-16) révèle des différences de comportement importantes, et elle permet de classer les sols non-décapés selon leurs effets sur les eaux sus-jacentes (voir tableau 3-17). D'après ce classement, le sol 2 a toujours la plus grande influence sur l'eau sus-jacente, quel que soit le paramètre considéré; en ce qui concerne les autres sols, il n'existe pas d'ordre évident car l'influence relative de chaque sol varie selon le paramètre considéré.

A partir des concentrations cumulatives², l'efficacité du décapage, telle que définie au tableau 3-18, fut calculée pour les éléments nutritifs ainsi que pour des paramètres inclus dans les normes pour l'eau potable. Ce travail a permis de classer les sols selon leur réponse au décapage (voir tableau 3-18). Le décapage s'avère uniformément efficace pour les sols 2 et 3 (efficacité > 95%), modérément efficace pour le sol 4 (efficacité de 50 à 100%) et d'un rendement variable pour le sol 1 (efficacité de -31 à 100%).

Le calcul de l'impact relatif du décapage, tel que défini au tableau 3-19, permet d'intégrer les données présentées aux tableaux 3-17 et 3-18. D'après les résultats de ce calcul, groupés au tableau 3-19,

¹ Les paramètres dont les concentrations cumulatives sont plus élevées dans les milieux non-décapés que dans les milieux décapés sont les suivants: N-org, N-inorg; C-org, C-inorg; alcalinité, dureté, conductivité; Mn, Fe.

² Notez que les concentrations cumulatives ont été calculées pour toute la durée de l'expérience. Par conséquent, le calcul de l'efficacité du décapage tient compte, lui-aussi, de la période initiale d' "instabilité".

TABLEAU 3-17 BASSINS EXPERIMENTAUX - CLASSEMENT DES SOLS NON-DECAPES
SELON LEUR INFLUENCE SUR L'EAU SUS-JACENTE

Paramètre	Classement des sols non-décapés ^{1,2}
N-inorganique	2 > 3 ~ 4 > 1
N-organique	2 > 4 ~ 1 ~ 3
P-inorganique ³	_____
C-organique	2 > 1 ~ 4 > 3
couleur	2 > 4 > 1 > 3
Mn	2 > 3 >> 1 > 4
Fe	2 >> 4 > 3 > 1
conductivité	2 ~ 1 > 3 ~ 4

¹ Classement selon les concentrations cumulatives après 117 j. (voir tableau 3-16, colonnes 110, 210, 310 et 410).

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

³ Puisque les phosphates ne sont jamais décelés dans les eaux sus-jacentes, on ne peut calculer de "concentrations cumulatives", ni classer les sols selon ce paramètre.

TABLEAU 3-18: BASSINS EXPERIMENTAUX - EFFICACITE DU DECAPAGE POUR LES DIVERS SOLS ETUDIES

Paramètre	Classement des sols ^{1,2,3}			
N-inorganique	2 (101)	~ 3 (96)	> 4 (88)	> 1 (63)
N-organique	3 (111)	> 2 (104)	> 1 (82)	> 4 (52)
p- inorganique ⁴	_____	_____	_____	_____
C-organique	3 (126)	> 2 (104)	> 1 (94)	> 4 (61)
couleur	2 (100)	~ 3 (100)	> 4 (53)	> 1 (0)
Mn	4 (100)	~ 2 (100)	~ 3 (100)	~ 1 (99)
Fe	3 (101)	~ 2 (100)	> 4 (90)	>> 1 (-31)

¹ Classement selon l'efficacité du décapage (qui apparaît entre parenthèses)

² Définition: efficacité =
$$\left(\frac{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^D}{C_{cum}^{ND} - C_{cum}^T} \right) \times 100$$

où C_{cum}^{ND} = concentration cumulative dans le milieu non-décapé

C_{cum}^D = concentration cumulative dans le milieu décapé

C_{cum}^T = concentration cumulative dans le milieu témoin

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

⁴ Puisque les phosphates ne sont jamais décelés dans les eaux sus-jacentes, on ne peut pas calculer de "concentrations cumulatives".

TABEAU 3-19 : BASSINS EXPERIMENTAUX - IMPACT RELATIF DU DECAPAGE POUR LES DIVERS SOLS ETUDIES

Paramètre	Classement des sols ^{1,2,3}										
N-inorganique	2	(101)	>	3	(43)	>	4	(35)	>	1	(16)
N-organique	2	(104)	>	3	(63)	>	1	(51)	>	4	(35)
P-inorganique ⁴	—			—			—			—	
G-organique	2	(104)	>	1	(71)	>	3	(37)	~	4	(36)
couleur	2	(100)	>	4	(68)	>	3	(18)	>	1	(0)
Mn	2	(100)	>	3	(81)	>>	1	(9)	>	4	(2)
Fe	2	(100)	>	4	(32)	>	3	(13)	>	1	(-2)

¹ Classement selon l'impact relatif du décapage (qui apparaît entre parenthèses).

² Définition:
$$\text{impact relatif} = \left\{ \frac{C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{D}}}{M} \right\} \cdot 100 \quad (\text{voir texte})$$

où: $C_{\text{cum}}^{\text{ND}}$ = concentration cumulative dans le milieu non-décapé

$C_{\text{cum}}^{\text{D}}$ = concentration cumulative dans le milieu décapé

$C_{\text{cum}}^{\text{T}}$ = concentration cumulative dans le milieu témoin

$M = \left\{ C_{\text{cum}}^{\text{ND}} - C_{\text{cum}}^{\text{T}} \right\}$ maximum observé parmi les 4 types de sol

³ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

⁴ Puisque les phosphates ne sont jamais décelés dans les eaux sus-jacentes, on ne peut pas calculer de "concentrations cumulatives".

l'impact le plus important est toujours associé au décapage du sol 2 (ceci pour tous les paramètres considérés); le sol 3 apparaît au deuxième rang pour plusieurs paramètres. Quant au décapage des sols 1 et 4, il a un impact variable et généralement moindre que celui du décapage des sols 2 et 3.

Outre les différences de concentrations cumulatives discutées ci-haut, d'autres caractéristiques distinguent les milieux non-décapés des milieux décapés. Par exemple, la distribution des formes solubles d'azote dans les milieux non-décapés ($\text{N-org} \gg \text{N-NH}_4 \gg \text{N-NO}_{2,3}$) se différencie de celle qu'on retrouve en milieu décapé ($\text{N-org} \gg \text{N-NH}_4 \approx \text{N-NO}_{2,3}$). Notons que l'une et l'autre de ces distributions sont différentes de celle trouvée dans les bacs expérimentaux (série 01-25); dans ces milieux, qu'il s'agissent de sols décapés ou de sols non-décapés, la proportion d'azote sous forme nitrate est plus importante ($\text{N-org} \approx \text{N-NO}_3 \gg \text{N-NH}_4$).

Evolution temporelle (annexe 2-6)

L'évolution de la composition chimique de l'eau des bassins expérimentaux (milieux non-décapés et décapés) est généralement plus lente que celle trouvée dans les milieux étudiés en laboratoire. Peu de paramètres montrent des tendances évidentes, la majorité étant soumise à des variations plutôt aléatoires; ceci s'applique surtout aux milieux décapés. Par conséquent, les différences observées tôt dans l'expérience tendent à persister jusqu'à la fin. Comme exemples de ce genre de comportement, les figures 3-19 et 3-20 présentent l'évolution du pH et de l'alcalinité dans les milieux renfermant du sol 2. On constate que le pH des milieux contenant la couche superficielle du sol est toujours inférieure au pH des milieux décapés; c'est le cas inverse pour l'alcalinité. Les paramètres qui échappent à cette généralisation, en montrant des tendances évidentes, sont l'azote ammoniacal, l'azote organique, le fer, le manganèse et les sulfates; à ce titre, ils méritent une considération ultérieure (voir ci-dessous).

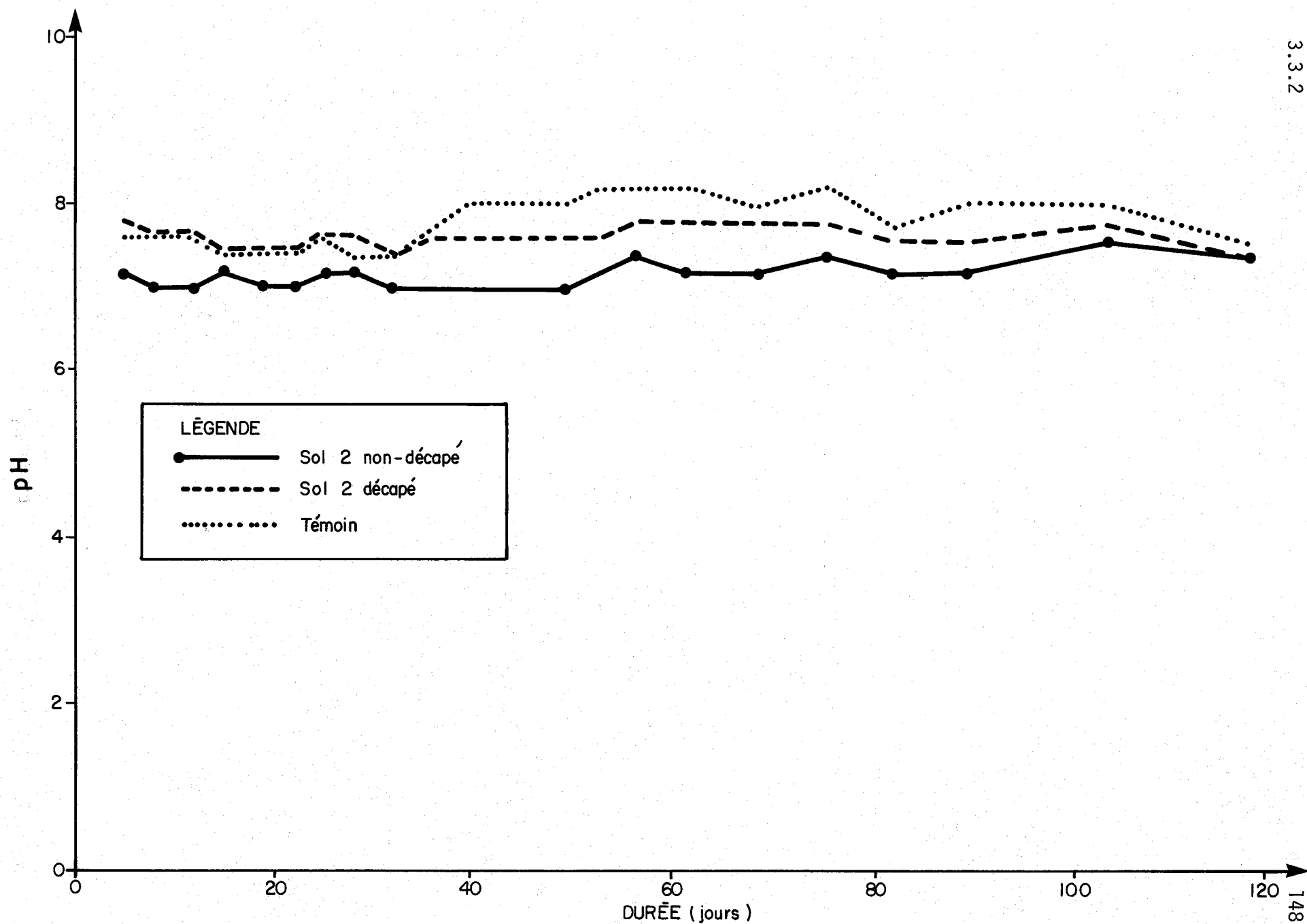


Fig. 3 - 19 : Bassins expérimentaux —évolution du pH , effet du décapage (sol 2) .

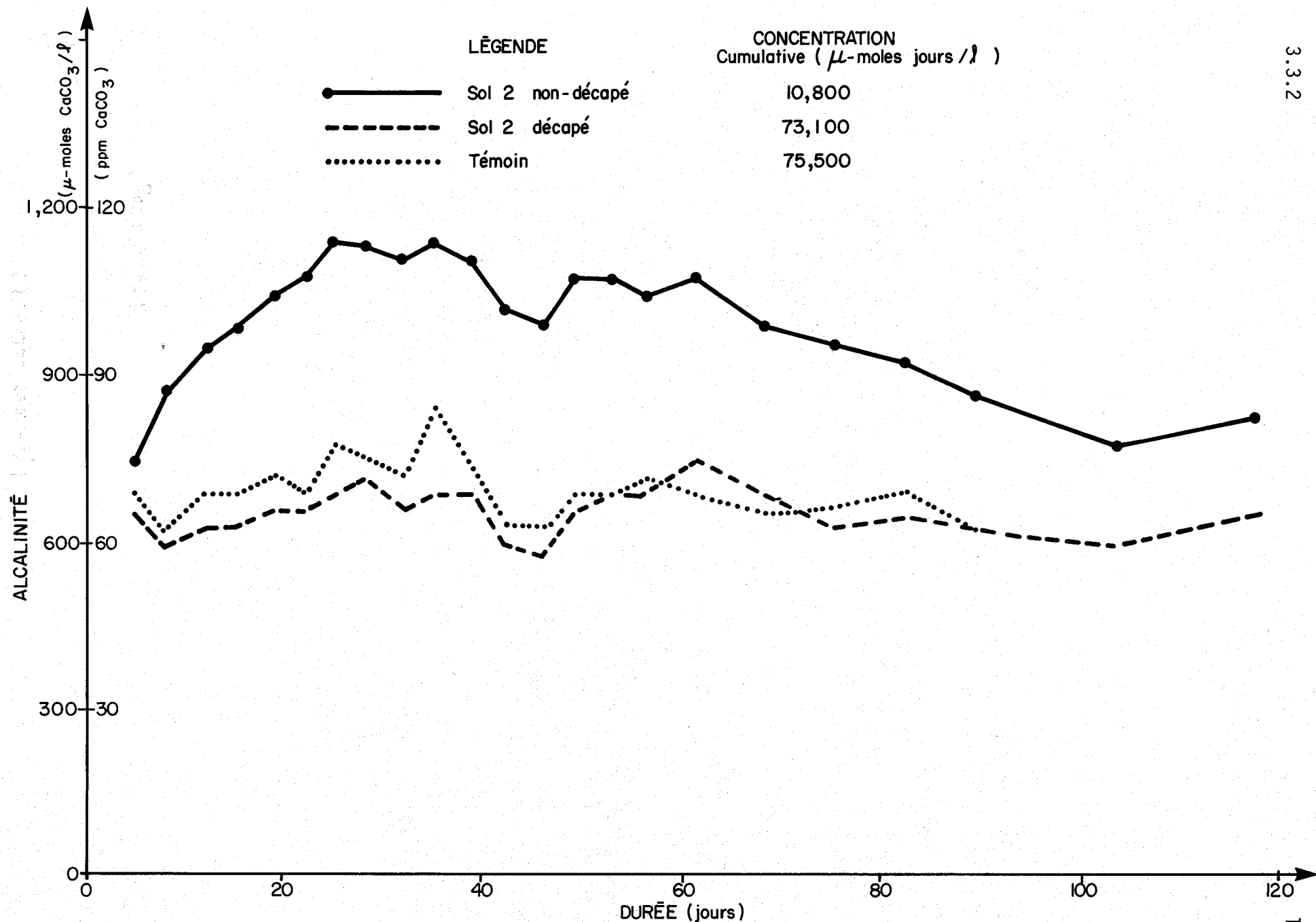


Fig .3-20: Bassins expérimentaux - évolution de l'alcalinité , effet du décapage (sol 2) .

L'évolution des concentrations en azote ammoniacal des milieux contenant du sol 2 apparaît à la figure 3-21. On remarque un large pic de concentration en ammoniacque, s'étendant du 15^e au 60^e jour de l'expérience, dans le milieu non-décapé. Les concentrations maximales atteintes ($\sim 40 \mu\text{M}$, $550 \mu\text{g N/l}$) sont inférieures à celles observées en laboratoire dans les bacs expérimentaux correspondant ($\sim 210 \mu\text{M}$, $3000 \mu\text{g N/l}$; voir figure 3-9) et elles n'excèdent que légèrement la norme de $500 \mu\text{g N/l}$ pour l'eau de boisson. De plus, contrairement à ce qui se produit en laboratoire, l'apparition du "surplus" d'azote ammoniacal n'occasionne pas de pics subséquents en azote oxydé (nitrite, nitrate). L'absence de ces pics laisse supposer une assimilation très rapide de l'azote ammoniacal par les algues présentes (Brezonik, 1972), ce qui aurait pour effet de minimiser sa nitrification par des bactéries nitrifiantes. La comparaison des valeurs de la constante de demi-saturation pour le phytoplancton ($K_T = 0.1$ à $10 \mu\text{M NH}_4$) à celles pour les bactéries nitrifiantes ($K_T = 14$ à $575 \mu\text{M NH}_4$) appuie cette interprétation (Goering, 1971). L'augmentation, au cours de l'expérience, de l'azote organique, reconnu comme produit extracellulaire du métabolisme photo-autotrophe (Fogg, 1971), est en accord avec cette hypothèse; la figure 3-22 donne un exemple de cette tendance, encore pour les milieux contenant du sol 2. Soulignons que ces observations (libération d'azote ammoniacal - absence de nitrates - accumulation d'azote organique vers la fin de l'expérience) s'appliquent également aux autres milieux non-décapés, mais les changements de concentration en composés azotés sont généralement moins importants.

Les concentrations en manganèse et en fer évoluent aussi de façon particulière; la figure 3-23 illustre le comportement des milieux contenant du sol 2. La couche superficielle de ce sol libère¹ concurrentement des quantités appréciables de manganèse et de fer. En effet, de grands pics de concentration en manganèse et en fer surviennent à partir du 5^e jusqu'au 80^e jour de l'expérience. Les concentrations maximales atteintes (Mn- $50 \mu\text{M}$, 2.7 mg/l ; Fe- $60 \mu\text{M}$, 3.3 mg/l) excèdent celles retrouvées en laboratoire dans les bacs expérimentaux contenant du sol 2 (serie 01-25)

¹ Dans le cas du manganèse, il en est de même des sols 1 et 3, tandis que dans le cas du fer, il en est de même du sol 4 (comparer les concentrations cumulatives en manganèse et en fer, au tableau 3-16).

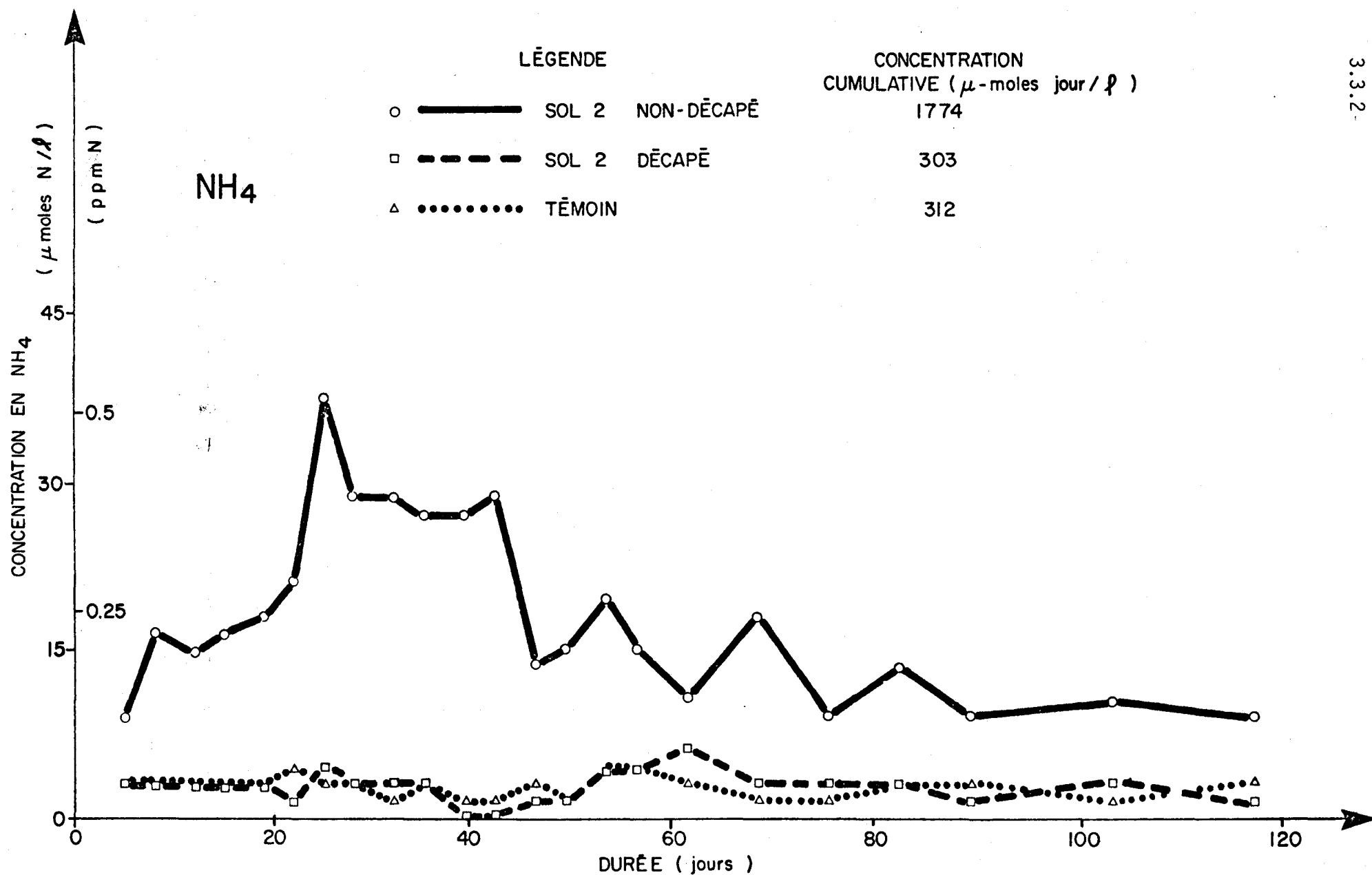


Fig. 3-21 : Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en azote ammoniacal, effet du décapage (sol 2) .

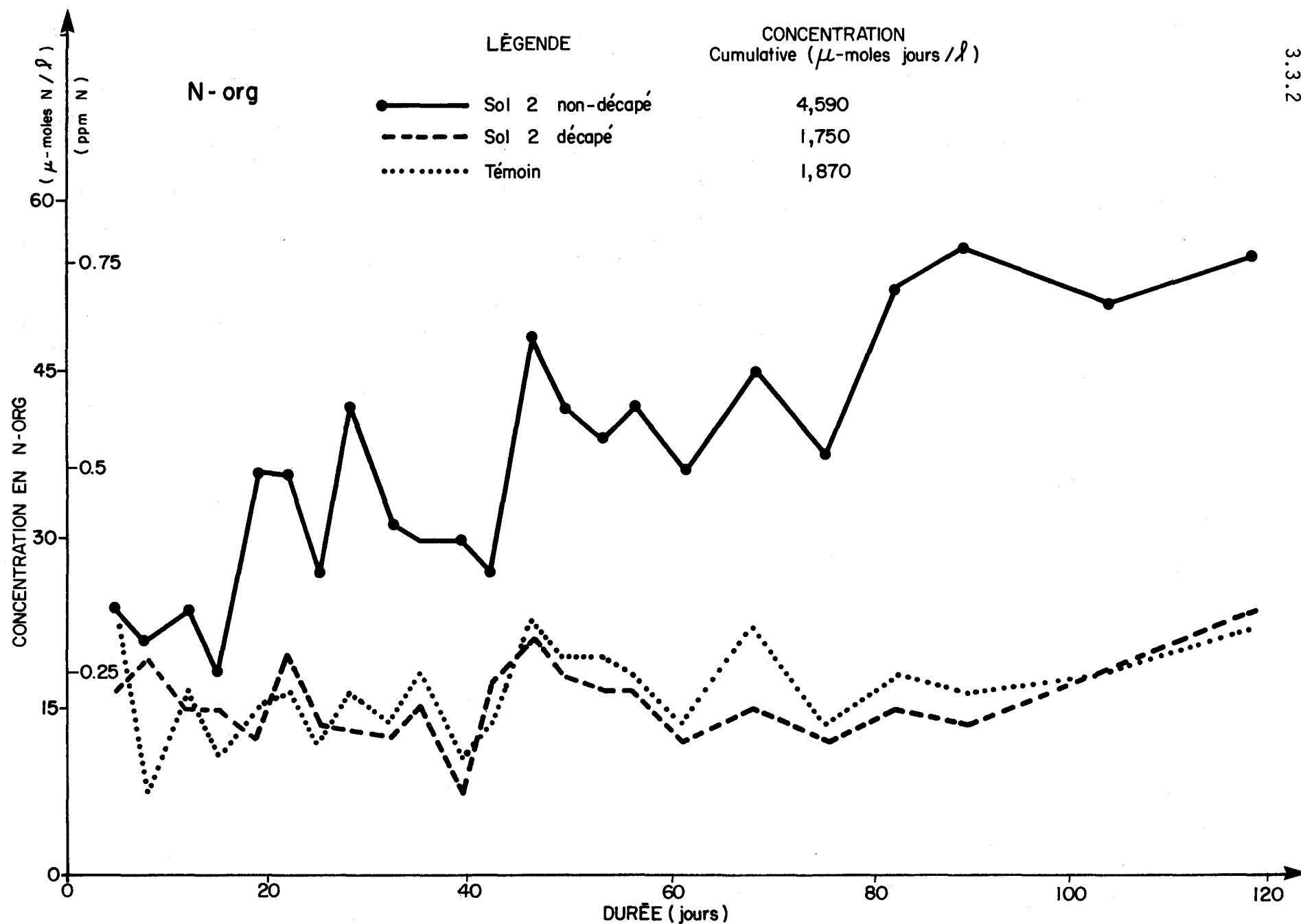


Fig. 3-22: Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en N-org, effet du décapage (sol 2) .

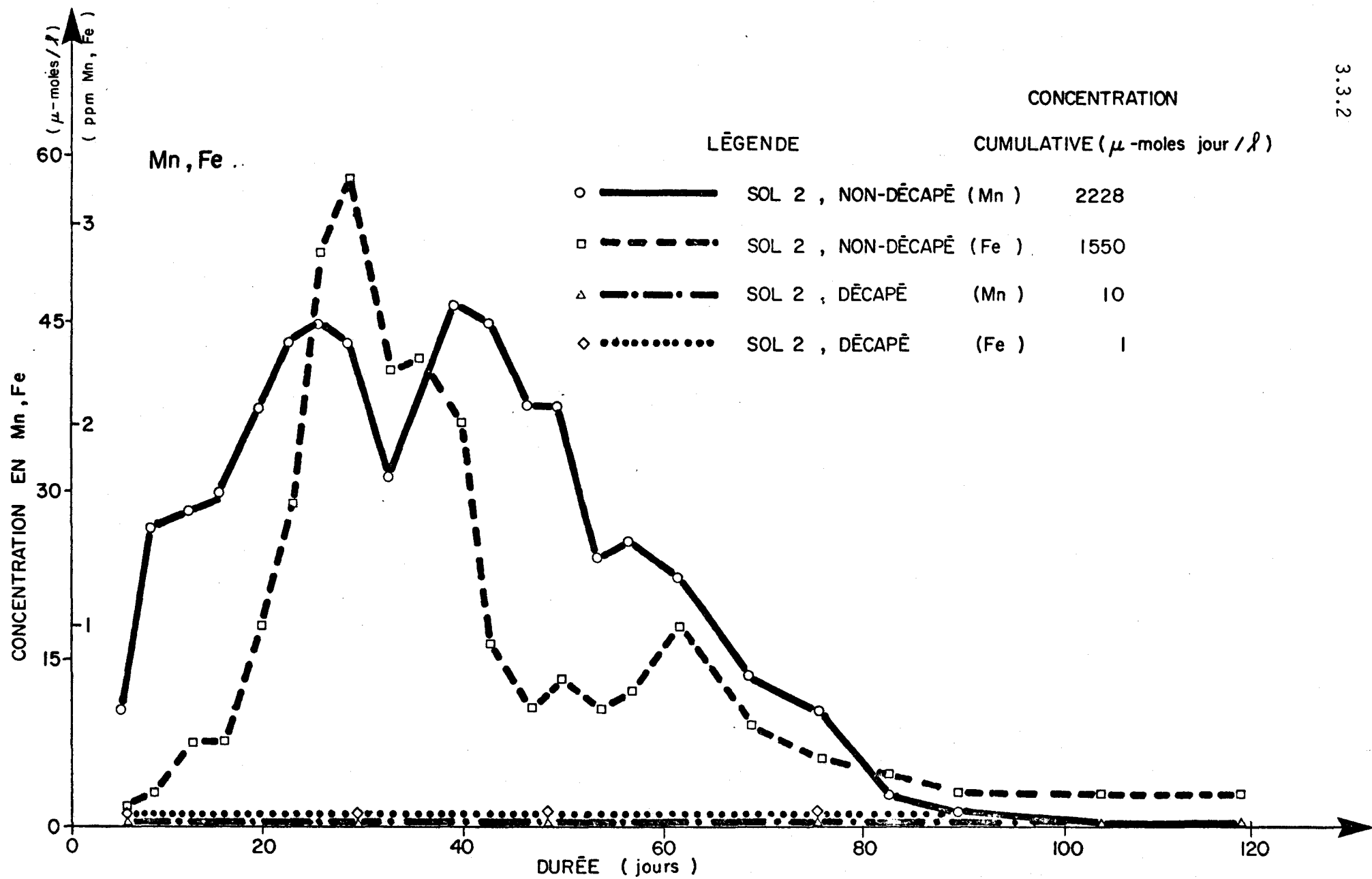


Fig. 3-23: Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en manganèse et en fer, effet du décapage (sol 2) .

et elles dépassent grandement les normes pour l'eau de boisson (Mn - 1 μ M, 0.05 mg/l; Fe - 6 μ M, 0.3 mg/l) (Canada, Ministère de la Santé Nationale et du Bien-Etre Social, 1969).

L'apparition du manganèse dans l'eau sus-jacente tend à devancer légèrement celle du fer, tandis que sa disparition est postérieure à celle du fer; ces observations sont en conformité avec le comportement théorique des deux éléments (Jenne, 1968). On attribue leur apparition au développement de conditions anaérobies à l'interface sol-eau, et à la solubilisation subséquente des métaux sous formes réduites. Leur accumulation en solution dans les eaux sus-jacentes, où prévalent des conditions oxydantes, implique que le taux de réduction et de libération des métaux à l'interface excède celui d'oxydation et de précipitation dans l'eau sus-jacente. L'interaction des métaux avec la matière organique dissoute a tendance à ralentir l'étape oxydation - précipitation (Jobin, 1972; Theis et Singer, 1973); dans les milieux non-décapés, où la concentration en matière organique est appréciable, il n'est donc pas surprenant de constater la persistance des métaux sous formes solubles.

La disparition progressive des formes solubles de manganèse et de fer vers la fin de l'expérience correspond dans le temps à la baisse automnale de température: on l'attribue à un ralentissement de l'activité biologique et à la réoxygénation progressive de l'interface sol-eau, ce qui a pour effet d'empêcher la solubilisation des métaux sous formes réduites.

Le comportement particulier des sulfates dans les milieux non-décapés a été signalé plus haut. Contrairement à ce qui se produit pour la plupart des paramètres, les concentrations cumulatives en sulfate dans les milieux non-décapés sont généralement inférieures à celles observées dans les milieux décapés ou témoins (voir tableau 3-16). En effet, la figure 3-24 révèle, pour les milieux renfermant du sol 2, que les concentrations en sulfate diminuent du 30^e au 50^e jour de l'expérience dans le milieu non-décapé; dans le milieu décapé par contre, les teneurs en sulfate demeurent sensiblement constantes au cours de l'expérience. Notons que la baisse des concentrations en sulfate dans le milieu non-décapé

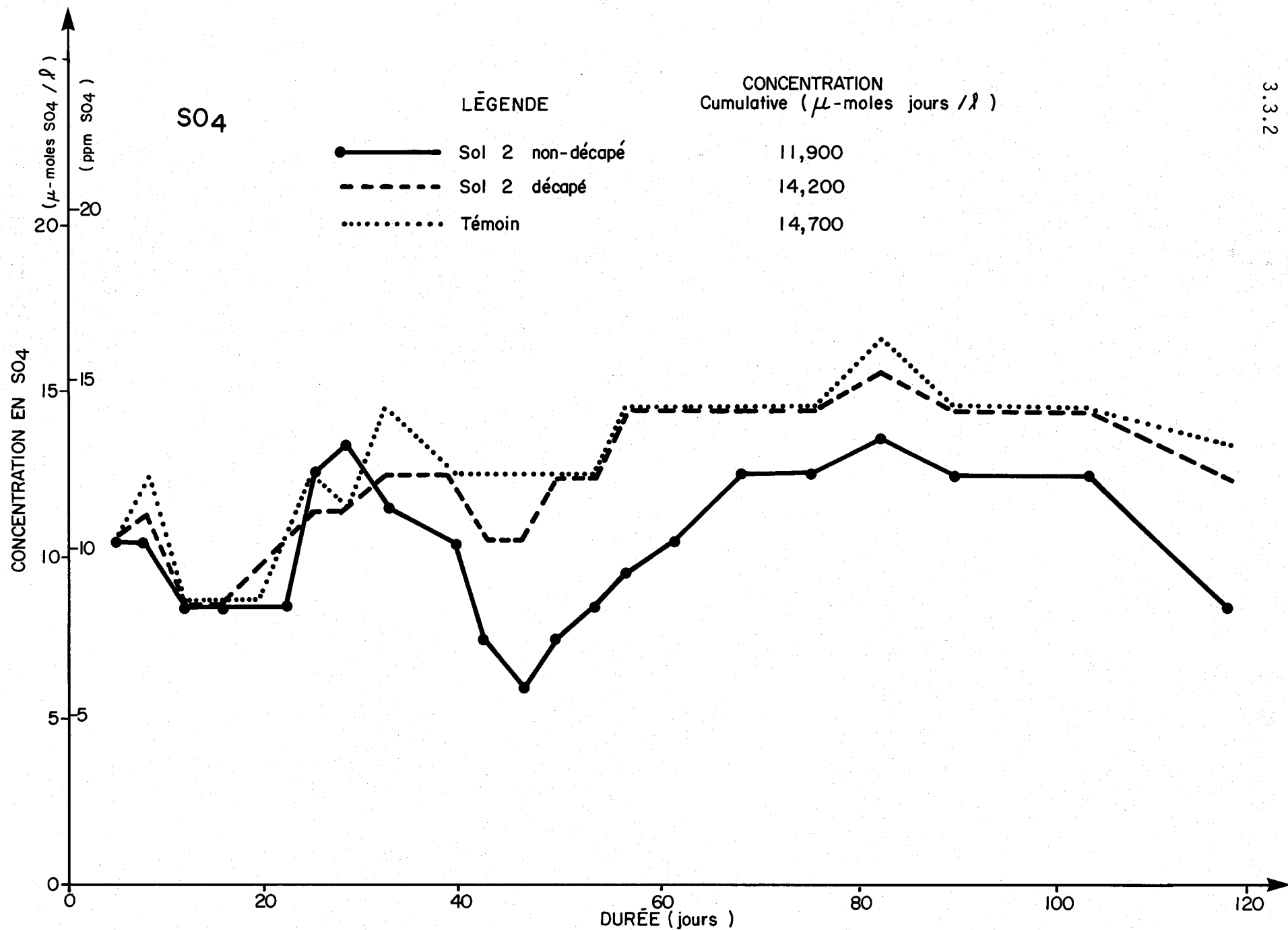


Fig. 3-24 : Bassins expérimentaux - évolution des concentrations en sulfate , effet du décapage (sol 2).

coincide dans le temps avec la libération d'azote ammoniacal, de fer et de manganèse (comparer figures 3-21, 3-23 et 3-24). En acceptant l'hypothèse de développement de conditions anaérobies à l'interface sol-eau (voir ci-haut), on pourrait expliquer la disparition des sulfates par leur réduction en sulfures à l'interface sol-eau par des microorganismes (Sachdev et Chhabra, 1974). D'ailleurs, vers la fin de l'expérience, au moment où on a supposé la réoxygénation progressive de l'interface, on assiste à une augmentation des concentrations en sulfates, vraisemblablement le résultat de la réoxydation des sulfures.

RESUME 3.3.2 B

L'étude sur le terrain du comportement des différents sols après immersion a confirmé l'existence d'effets bénéfiques du décapage, en ce qui concerne la qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes, du moins pendant les premiers 120 jours de contact sol-eau.

- Le décapage a pour effet immédiat de réduire, sinon d'éliminer, l'influence du sol immergé sur les eaux sus-jacentes, de sorte que le comportement des milieux décapés se rapproche de celui des milieux témoins (eau de rivière sans sol); les normes pour l'eau de boisson y sont toujours respectées;
- les milieux non-décapés se différencient nettement de l'ensemble des bassins décapés; les normes pour l'eau de boisson y sont parfois excédées:

couleur : sols 1, 2, 4;

manganèse: sols 1, 2, 3;

fer : sols 2, 4;

- selon un calcul d'efficacité (voir tableau 3-18), le décapage s'avère très efficace pour les sols 2 et 3 (efficacité > 95%), modérément efficace pour le sol 4 (efficacité de 50 à 100%) et d'un rendement variable pour le sol 1 (efficacité de -31 à 100%);
- d'après un calcul de l'impact du décapage (voir tableau 3-19), l'impact le plus important est toujours associé au décapage du sol 2; le sol 3 apparaît au deuxième rang pour plusieurs paramètres.

3.3.3 Qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes - analyse statistique

L'objectif poursuivi dans cette section est de mettre en évidence à l'aide de méthodes statistiques les différences de comportement des types de sol, en fonction des conditions expérimentales. Pour un paramètre donné et dans des conditions expérimentales fixées (oxygénation, température), on dispose d'un minimum de 17 séries de données:

- 2 séries par type de sol et par horizon, puisque chaque expérience est répétée 2 fois, ce qui pour les 4 types de sols et les 2 horizons envisagés nous conduit à 16 séries expérimentales;
- 1 ou 2 série (s) témoin (s) qui donne (nt) l'évolution, après emmagasinage, de la qualité de l'eau de la rivière.

Les différentes analyses statistiques sont effectuées sur:

- les données des bacs expérimentaux (section 3.3.3 A), pour lesquelles on considère 15 paramètres dans 4 conditions expérimentales (dans le cas de la série 00-01, on ne dispose que des données relatives au sol 3);
- les données des bassins expérimentaux (section 3.3.3 B), pour lesquelles on considère 16 paramètres dans des conditions naturelles d'oxygénation et de température.

Il est possible d'observer, pour l'ensemble des paramètres, qu'après un certain temps les grandes fluctuations des valeurs observées tendent à disparaître et l'on obtient des valeurs assez stables; nous nous sommes surtout intéressés à cette période de stabilité qui est plus ou moins longue suivant les paramètres et les conditions expérimentales. Les tableaux 3-20 et 3-21 indiquent dans chaque condition expérimentale et pour chaque paramètre le nombre de valeurs dont on dispose dans cette période de stabilité. Chaque nombre donne la taille de la série obtenue en fai-

TABLEAU 3-20: NOMBRE DE VALEURS MESUREES DURANT LA PERIODE DE STABILITE UTILISEES POUR L'ANALYSE STATISTIQUE DES DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES DES BACS EXPERIMENTAUX. EXPLICATION DES QUATRES SERIES D'EXPERIENCES (CF.: TABLEAU 3-2): 00-01, ANAEROBIE A 1⁰C; 01-01, AEROBIE A 1⁰C; 00-25, ANAEROBIE A 25⁰C; 01-25, AEROBIE A 25⁰C.

Serie	00-01	01-01				00-25				01-25			
Soils	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NH ₄	10	3	3	4	5	6	7	7	7	4	5	5	3
NO ₂	6	9	9	9	9	9	8	5	6	5	4	3	5
NO ₃	7	3	3	4	2	8	8	6	4	3	3	5	5
N-org	8	5	5	5	5	4	7	5	6	5	4	3	3
PO ₄ ortho	7	8	6	9	6	6	6	4	3	6	6	6	5
PO ₄ -inorg	7	8	5	6	6	6	6	4	6	2	2	2	2
C-inorg	3	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	5
C-org	3	7	6	5	6	3	3	3	3	7	6	5	6
Couleur	7	5	5	4	5	6	6	5	10	5	5	4	4
Tannin	10	3	3	2	3	4	7	4	6	4	5	5	6
Fe	8	5	5	4	5	6	6	7	6	6	7	4	3
Mn	8	9	9	9	9	7	4	4	6	6	7	5	7
pH	10	6	12	7	9	9	8	6	10	7	6	8	5
SO ₄	8	5	5	6	5	5	5	5	5	6	5	4	4
Conductivité	10	9	9	9	9	10	4	6	6	8	8	8	6

TABLEAU 3-21: NOMBRE DE VALEURS MESUREES DURANT LA PERIODE
DE STABILITE ET UTILISEES POUR L'ANALYSE
STATISTIQUE DES DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES
DES BASSINS EXPERIMENTAUX

Paramètre	Sol 1	Sol 2	Sol 3	Sol 4
NH ₄	13	10	11	11
NO ₃	18	22	22	22
N-org	13	11	12	12
C-inorg	12	12	14	13
C-org	13	12	12	14
Fe	14	6	14	10
Mn	15	10	10	14
pH	20	20	8	9
SO ₄	13	9	12	13
Alcalinité	14	20	22	22
Dureté	18	21	22	22
Chlorure	18	20	20	20
Conductivité	16	16	18	16

sant la moyenne des 2 replicats. Pour simplifier l'analyse on a considéré des séries de même longueur pour les 2 horizons. Il en résulte une faible perte d'information. L'ensemble des valeurs mesurées pour les divers paramètres dans les différentes conditions expérimentales étudiées (sections 3.2.2 et 3.2.3) figure en annexes 2-1 à 2-4 (bacs expérimentaux) ainsi qu'en annexe 2-5 (bassins expérimentaux).

Le traitement statistique des résultats a comporté deux phases: la première, une étude comparative des valeurs moyennes, a fait ressortir l'influence du décapage et les effets du type de sol immergé, de la température et de l'oxygénation; la seconde, une analyse de variance à deux modalités, a permis de mieux cerner l'influence du type de sol et du décapage et d'établir, lorsque cela était possible, le modèle découlant de l'analyse de variance. Puisque les résultats de la première phase (voir appendice 2-1) ont pour effet principal d'appuyer et de confirmer les conclusions déjà présentées dans la section 3.3.2, on se limitera ici aux résultats de l'analyse de variance.

A. Données des bacs expérimentaux - Analyse de variance

- Aspects généraux de la méthode

Dans des conditions expérimentales fixées, pour un paramètre donné, on considère y_{ijt} , qui est la moyenne des deux replicats correspondant au sol i , à l'horizon j et au temps t , lorsque les valeurs correspondantes du témoin sont soustraites (cf. appendice 2-1). Là encore, on ne considère que les valeurs obtenues après la période de fluctuation, et qui se trouvent dans la zone de stabilité. Avec ces données, il est possible d'effectuer une analyse de variance à 2 modalités (type de sol et horizon). Les principaux aspects théoriques de la méthode sont décrits par Scheffe (1959). Nous résumons ici les éléments nécessaires à la bonne compréhension de l'application que nous en avons effectuée.

On suppose que la valeur y_{ijt} est la somme:

- . d'un effet général μ ;
- . d'un effet dû au sol α_i ;
- . d'un effet dû à l'horizon β_j ;
- . d'un terme d'interaction sol-horizon ν_{ij} ;
- . d'un terme aléatoire ϵ_{ijt} , tiré d'une population normale de moyenne nulle.

$$y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \nu_{ij} + \epsilon_{ijt}$$

Dans chaque cellule (i,j) , on a, lorsque t varie, une série y_{ijt} de taille n_{ij} variable; on peut montrer que l'on doit introduire certaines contraintes sur les n_{ij} . Nous avons, pour cette raison, choisi n_{ij} indépendant de j , c'est-à-dire $n_{i1} = n_{i2}$; la taille est donc indépendante de l'horizon considéré. Les valeurs choisies figurent au tableau 3-20.

Dans la théorie de l'analyse de variance, on fait l'hypothèse préalable que les séries de chaque cellule proviennent de populations d'égale variance, σ^2 . On teste donc l'égalité des 8 variances (4 sols * 2 horizons) au moyen du test de Bartlett (Kenney et Keeping, 1965). La va-

riance σ^2 (qui peut alors être estimée à partir des variances des 8 séries) est aussi la variance du terme ε_{ijjt} . Lorsque cette hypothèse d'égalité des variances n'est pas respectée, les conclusions de l'analyse de variance sont moins sûres, mais l'analyse peut cependant être effectuée.

Les résultats de l'analyse de variance permettent de tester:

- . l'hypothèse que le terme d'interaction sol-horizon est nul (les données utilisées ne nous permettent cependant pas d'identifier la forme du terme d'interaction lorsque celui-ci n'est pas nul);
- . l'hypothèse d'égalité $\alpha_1 = \alpha_2 = \alpha_3 = \alpha_4 = 0$, ce qui revient en pratique à tester si les moyennes marginales (calculées sur les 2 horizons) sont égales pour les 4 sols;
- . l'hypothèse d'égalité $\beta_1 = \beta_2 = 0$, ce qui revient à tester si les moyennes marginales (calculées sur les 4 sols) sont égales pour les 2 horizons, donc à montrer que globalement le décapage n'a pas d'influence significative.

- Résultats (annexe 3-1)

Les données de base considérées sont y_{ijjt} (avec témoin soustrait). L'ensemble des résultats concernant les différents tests figure en annexe 3-1 et sont résumés au tableau 3-22 pour les différentes conditions expérimentales considérées et les paramètres étudiés. En ce qui concerne la série 00-01, l'analyse de variance n'a pu être effectuée puisque nous ne disposons que des données du sol 3.

Lorsqu'une hypothèse d'égalité est acceptée au niveau de signification de 5%, on utilise le symbole E. Si cette hypothèse est rejetée au niveau 1%, le symbole D l'indique. Enfin, lorsque l'hypothèse rejetée au niveau

5% est acceptée au niveau 1%, on emploie le symbole D^* .

Dans l'analyse des résultats, nous considérons le comportement des différents paramètres dans les conditions expérimentales envisagées en utilisant les résultats des tests statistiques. Le test relatif à l'égalité des variances est considéré de manière indicative car bien qu'il soit très souhaitable théoriquement que les variances soient statistiquement égales, cette condition ne doit pas être considérée comme impérative en pratique. Nous accordons plus d'importance au test de l'effet d'interaction car il est préalable aux tests concernant les sols et les horizons. Si donc l'interaction est très significative, les conclusions des deux tests suivants peuvent devenir douteuses. En employant la notation introduite plus haut, on peut envisager les modèles suivants:

a) $y_{ijt} = \mu + \varepsilon_{ij}$

- . Dans ce cas, il n'y a influence ni du sol ni de l'horizon, et l'interaction n'est pas significative.

b) $y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ijt}$

- . Dans ce cas, il n'y a pas influence de l'horizon et l'interaction n'est pas significative; l'influence du sol est indiquée par α_i .

c) $y_{ijt} = \mu + \beta_j + \varepsilon_{ijt}$

- . Dans ce cas, il n'y a pas d'influence du sol et l'interaction n'est pas significative; le terme β_j donne l'influence de l'horizon.

$$d) \quad y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ijt}$$

- . L'interaction n'est pas significative, mais il y a effet du sol et de l'horizon.

$$e) \quad y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \nu_{ij} + \varepsilon_{ijt}$$

- . Dans ce cas, le sol et l'horizon ont une influence et l'interaction est significative.

Nous pouvons, à partir du tableau 3-22, classer les différents paramètres selon le modèle suivi, en considérant le niveau de signification 1%. De plus, il est possible d'estimer les paramètres α , β et μ du modèle d'analyse de variance, mais dans le cas présent, en raison du petit nombre de données, cette estimation ne peut qu'être indicative, si l'on veut éviter d'en arriver à des modèles peu réalistes.

Modèle (a) $y_{ijt} = \mu + \varepsilon_{ijt}$

Dans cette catégorie on trouve:

- | | | |
|---------------------------|------------|-----------------------|
| 1. NO ₂ | conditions | 01-25 ; 01-01 ; 00-25 |
| 2. PO ₄ | conditions | 01-01 |
| 3. PO ₄ -inorg | conditions | 01-25 ; 01-01 |
| 4. C-org | conditions | 01-01 |
| 5. Tannins | conditions | 01-25 |
| 6. Conductivité | conditions | 01-25 ; 01-01 |

Le terme d'effet global, μ , peut être estimé par la moyenne générale qui apparaît dans les tableaux de l'annexe 3-1. Par exemple, dans le cas du tannin 01-25, l'estimation du μ est:

$$\mu = - 1.187^1$$

¹ Cette valeur est négative, ce qui n'est pas surprenant puisque l'on utilise des données transformées en soustrayant le témoin aux données brutes.

TABLEAU 3-22: DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DES BACS EXPERIMENTAUX¹ - RESULTATS DE L'ANALYSE DE VARIANCE (voir texte pour explications²)

CONDITIONS EXPERIMENTALES												
	Aérobie, 25°C (01-25)				Aérobie, 1°C (01-01)				Anaérobie, 25°C (00-25)			
PARAMETRE	TEST VARIANCE	TEST INTERACTION	TEST HORIZON	TEST SOL	TEST VARIANCE	TEST INTERACTION	TEST HORIZON	TEST SOL	TEST VARIANCE	TEST INTERACTION	TEST HORIZON	TEST SOL
NH ₄	D	E	E	D	D	D	D	D	D	D	D	D
NO ₃	E	E	E	D	D	D	D	D	E	D*	E	D
NO ₂	D*	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
N-org.	D	D	E	D	D	E	D*	D	D	D	D	D
PO ₄	E	D	D	D	E	E	E	E	D	D	D	D
PO ₄ -T	E	E	E	D*	D	E	E	E	D	D	D	D
SO ₄	D	D*	E	D	D	D	D	D	D	D*	E	D
C-inorg.	D	E	E	D	E	D	E	D	E	D	D	D
C-org.	D	D*	D	D	E	E	E	E	D	D	D	D
Couleur	D	E	E	D	E	D	D	D	D	D	D	D
Tannin	E	E	E	E	E	D	D	D	D	D	D	D
Fe	D	D	D	D	E	D*	E	D	D	D	D	D
Mn	D	D*	D*	D	D	E	E	D	D	D	D	D
pH	E	D	E	D	E	D	D	D	E	D	D	D
Conduct.	D	E	E	E	E	E	E	E	D	D	D	D

¹Données transformées par soustraction du témoin.

²E = hypothèse acceptée (niveau de signification 5%);

D = hypothèse rejetée (niveau de signification 1%);

D* = hypothèse rejetée à 5% mais acceptée à 1%.

Modèle (b) $y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ijt}$

Dans cette catégorie on a:

- | | | |
|------------------|---------------------|----------------|
| 1. NH_4 | pour la condition | 01-25 |
| 2. NO_3 | pour les conditions | 01-25 et 00-25 |
| 3. C-inorg | pour la condition | 01-25 |
| 4. Couleur | pour la condition | 01-25 |
| 5. N-org | pour la condition | 01-01 |
| 6. Fe | pour la condition | 01-01 |
| 7. Mn | pour les conditions | 01-25 et 01-01 |
| 8. SO_4 | pour les conditions | 01-25 et 00-25 |

Pour certains paramètres (N-org (01-25), NO_2 (00-01), C-inorg (01-01), pH (01-25)), l'interaction est très significative, et il est alors impossible de tester l'effet de l'horizon. Lorsqu'il n'y a pas d'interaction, il est possible d'estimer les paramètres du modèle (cf. appendice 2-2).

- . μ est estimé comme précédemment par la moyenne globale;
- . α_i est estimé par la différence entre la moyenne marginale de la ligne correspondant au sol i et la moyenne globale.

Dans le cas de NH_4 (01-25), on a par exemple (cf. annexe 3-1)

$$\begin{aligned}
 . \quad \mu &= .00471; \\
 . \quad \alpha_1 &= .00373; \\
 . \quad \alpha_2 &= .00343; \\
 . \quad \alpha_3 &= .00228; \\
 . \quad \alpha_4 &= .01450.
 \end{aligned}$$

Ces résultats montrent l'effet prépondérant du sol 4 pour ce paramètre, alors que les sols 1, 2 et 3 ont des effets voisins et assez faibles. Cependant, en raison du petit nombre de données, ces résultats ne doivent être considérés que comme indicatifs.

Modèle (c) $y_{ijt} = \mu + \beta_j + \varepsilon_{ijt}$

Aucun paramètre n'entre dans cette classe, ce qui est sans doute dû à la grande différence entre les 4 sols considérés, ce qui implique des comportements différents.

Modèle (d) $y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ijt}$

Dans cette catégorie, on ne peut ranger que:

C-org pour la condition 01-25

Dans ce cas les paramètres du modèle peuvent alors être estimés à titre indicatif comme précédemment:

$$\begin{aligned} \mu &= 2.559; \\ \alpha_1 &= -2.40278; \\ \alpha_2 &= -1.30382; \\ \alpha_3 &= -0.41111; \\ \alpha_4 &= 4.44965; \\ \beta_1 &= 0.63281; \\ \beta_2 &= -0.63281. \end{aligned}$$

Modèle (e) $y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \chi_{ij} + \varepsilon_{ijt}$

Le modèle général répond aux paramètres et aux conditions qui n'ont pas été considérés précédemment. Pour poursuivre l'étude dans ce cas, il faut, compte tenu des problèmes physiques, effectuer certaines hypothèses supplémentaires sur la nature de l'interaction. Les données dans la période de stabilité ne semblent pas suffisantes pour permettre de développer cette approche avec succès.¹

¹ Pour cette même raison, il ne semble pas justifiable d'interpréter les différents paramètres du modèle, en les reliant à certaines caractéristiques pédologiques par exemple.

Une analyse similaire a été effectuée sur les données brutes, sans soustraire le témoin. Cette analyse n'ajoute rien aux conclusions précédentes; au contraire, elle peut conduire dans certains cas à des résultats plus restrictifs. Cela est normal puisque la soustraction du témoin a pour but de rendre compte des changements de qualité occasionnés par le simple acte d'emmagasiner, pour ne laisser que la variabilité due à l'interaction sol-eau, et d'éliminer également les éventuelles erreurs systématiques.

B. Données des bassins expérimentaux - Analyse de variance

- *Aspects généraux*

Comme pour les données des bacs expérimentaux, il est possible d'effectuer une analyse de variance sur les données relatives aux bassins expérimentaux. Ici encore, nous transformons les données en effectuant une soustraction du témoin et nous considérons les données après stabilisation (tableau 3-21). Le principe de l'étude est identique à ce qui a été écrit à la section A; la classification des modèles d'analyse de variance est identique à celle adoptée antérieurement. Les résultats concernant les tests statistiques effectués sur les données figurent en annexe 2-2 et sont résumés dans le tableau 3-23. Là encore, dans la détermination de modèles adéquats, nous considérons le niveau de signification 1% sur les tests effectués (interaction, effet du sol, effet de l'horizon).

Dans le cas présent nous disposons pour la période de stabilisation de séries plus longues que pour les données des bacs expérimentaux. Une estimation systématique des paramètres du modèle d'analyse de variance peut alors être envisagée. Cependant, ici encore, les valeurs des paramètres doivent être considérées comme indicatives.

- *Résultats (annexe 3-2)*

Les résultats de l'analyse de variance sont présentés dans le tableau 3-24. Lorsque la valeur d'un paramètre est nulle, ceci indique qu'il n'y a pas d'effet du sol ($\alpha_i=0$) ou de l'horizon ($\beta_1 = \beta_2=0$).

Modèle (a) $y_{ijt} = \mu + \epsilon_{ijt}$

Ce modèle peut s'appliquer aux paramètres suivants:

- . nitrates
- . dureté

Il implique que les termes d'interaction, de l'effet du sol et de l'horizon sont nuls. Les valeurs estimées pour le paramètre μ sont données dans le tableau 3-24.

TABEAU 3-23: DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES DES BASSINS EXPERIMENTAUX¹ - RESULTAT DE L'ANALYSE DE VARIANCE (voir texte pour explications²)

Paramètre	Test d'égalité des variances	Test d'interaction	Test horizon	Test sol
NH ₄	D (D)	D (D)	D (D)	D (D*)
NO ₃	E	E	E	E
N-org	E (E)	D (D)	D (D)	D (D)
SO ₄	E	D*	D	D
C-inorg	E	D*	D	D
C-org	D*	E	D	E
Couleur	D* (D*)	D (D)	D (E)	D (E)
Fe	D (D*)	D (D)	D (D)	D (D)
Mn	D (E)	D (E)	D (D)	D (E)
pH	E	E	D	E
Conductivité	D (E)	D (E)	D (E)	D (E)
Alcalinité	E	D*	D	D
Dureté	E	E	D*	E
Chlorure	E	E	D	E

¹ données transformées, soit par soustraction du témoin (résultats présentés en premier lieu), soit en prenant le logarithme du rapport $\frac{x_{ijt}}{T_t}$ (résultats présentés entre parenthèses).

² E = hypothèse acceptée (niveau de signification 5%);
D = hypothèse rejetée (niveau de signification 1%);
D*= hypothèse rejetée à 5% mais acceptée à 1%.

TABEAU 3-24: ESTIMATION DES PARAMETRES¹ DE MODELES D'ANALYSE DE VARIANCE - BASSINS
EXPERIMENTAUX (voir texte pour explications)

Paramètres	Type de modèle	μ	α_1	α_2	α_3	α_4	β_1	β_2
NH ₄	e							
NO ₃	a	-.0011	0	0	0	0	0	0
N-org	e							
C-inorg	d	.95	.21	.15	-.12	-.20	.29	-.29
C-org	c	-7.3	0	0	0	0	.19	-.19
Couleur	e							
Fe	e							
Mn	e							
pH	c	-.48	0	0	0	0	-.14	.14
SO ₄	d	.098	-.018	.02	-.007	.006	-.026	.026
Conduct.	e							
Alcalinité	d	.326	.121	.085	-.060	-.095	.125	-.125
Dureté	a	-.066	0	0	0	0	0	0
Chlorure	c	-.54	0	0	0	0	.013	-.013

1

Les paramètres sont exprimés en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

Modèle (b) $y_{ijt} = \mu + \alpha_i + \epsilon_{ijt}$

Aucun paramètre n'est pris en compte par ce modèle où les termes dus à l'interaction et à l'horizon sont nuls. Cela montre que pour la plupart des paramètres dans la série, l'horizon joue un rôle important.

Modèle (c) $y_{ijt} = \mu + \beta_j + \epsilon_{ijt}$

Ce modèle rend compte du comportement des paramètres suivants:

- . carbone organique
- . pH
- . chlorures

Pour ces trois paramètres, le test d'égalité des variances montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les variances des différentes séries.

Dans le cas du carbone organique et du pH, ce sont essentiellement les sols 2 et 3 qui introduisent un écart entre les 2 horizons (appendice 2-1, tableau 11).

Dans le cas des chlorures, le sol 2 semble être la cause de l'écart entre les 2 horizons. Cependant, l'estimation des paramètres β_1 et β_2 dans ce cas (tableau 3-24) conduit à des valeurs faibles $|\beta_1| = |\beta_2| \approx 0.013$, ce qui met en évidence la légère influence de l'horizon.

Modèle (d) $y_{ijt} = \mu + \beta_j + \alpha_i + \epsilon_{ijt}$

Ce modèle rend compte du comportement des paramètres suivants:

- . sulfates
- . carbone inorganique
- . alcalinité

Pour les trois paramètres considérés, il y a influence de l'horizon et du sol, tandis que le terme d'interaction est nul.

Il est à noter que le test d'égalité des variances conduit à un rejet de l'hypothèse d'égalité, ce qui doit nous rendre plus prudent car une hypothèse préliminaire à l'analyse de variance n'est pas vérifiée.

Les valeurs estimées des paramètres μ , α et β sont données dans le tableau 3-24.

Modèle (e) $y_{ijt} = \mu + \beta_j + \alpha_i + \chi_{ij} + \varepsilon_{ijt}$

En ce qui concerne les autres paramètres (NH_4 , N-org, couleur, Mn, Fe, conductivité), il n'est pas possible de séparer l'effet du sol de l'effet de l'horizon, puisque le terme d'interaction n'est pas nul.

Dans le cas de ces derniers paramètres, (c. à d. ceux répondant au modèle (e)), nous avons envisagé la variable

$$Z_{ijt} = \text{Log} \left\{ \frac{x_{ijt}}{T_t} \right\} = \text{Log } x_{ijt} - \text{Log } T_t$$

où x_{ijt} et T_t sont respectivement les données brutes et les valeurs du témoin. Nous avons effectué une analyse de variance similaire à la précédente en considérant Z_{ijt} ; les résultats pour les six paramètres considérés figurent au tableau 3-23, entre parenthèses, avec les symboles (D*) ou (E). Les résultats complets de l'analyse de variance se trouvent à la fin de l'annexe 3-2.

Après cette transformation, la couleur et la conductivité sont représentées par le modèle (a):

$$Z_{ijt} = \mu + \varepsilon_{ijt}$$

où ε_{ijt} suit une loi normale de moyenne nulle et de variance σ^2 (obtenue à partir des variances des cellules). L'estimation de μ s'effectue comme précédemment (voir tableau 3-25).

Dans le cas de Mn, on a le modèle (c)

$$Z_{ijt} = \mu + \beta_j + \varepsilon_{ijt}$$

L'estimation des paramètres β_1 et β_2 se trouve dans le tableau 3-25. Dans le cas de l'azote ammoniacal, l'azote organique et le fer, le modèle logarithmique comprend aussi un terme d'interaction et n'améliore rien.

- Conclusion

L'analyse statistique effectuée n'a utilisé que les données obtenues après un certain temps et qui font partie de la période "stable". Les fluctuations observées au début des expériences ont été éliminées. Nous avons ainsi pu supposer que chaque série provenait d'une distribution aléatoire et employer des méthodes statistiques adaptées à ce genre de données (comparaison des moyennes, analyse de variance), ce qui nous a permis d'étudier le comportement des eaux sus-jacentes à partir d'un certain temps.

L'analyse de variance, bien qu'étant un outil assez lourd et soumis à certaines hypothèses peu vérifiées ou vérifiables en pratique, peut être utile pour classer les différentes caractéristiques physico-chimiques. De plus, l'estimation des paramètres des différents modèles, qui est aisée lorsqu'il n'y a pas d'interaction significative, peut permettre d'effectuer certaines simulations. Cependant, il est clair que les résultats obtenus dans la présente étude ne peuvent être transposés directement dans le cas d'autres réservoirs, sans vérification préalable des modèles qui ont été établis ici avec un nombre réduit de données. En d'autres termes, les valeurs estimées des paramètres du modèle sont indicatives en raison du nombre peu élevé de données disponibles et elles doivent être utilisées avec précaution.

TABLEAU 3-25: ESTIMATION DES PARAMETRES¹ DE MODELES LOGARITHMIQUES
D'ANALYSE DE VARIANCE - BASSINS EXPERIMENTAUX (voir
texte pour explications)

Paramètre	Type de modèle	μ	β_1	β_2	α_1	α_2	α_3	α_4
NH ₄	e							
N-org	e							
Couleur	a	3.1	0	0	0	0	0	0
Fe	e							
Mn	c	-1.6	1.5	-1.5	0	0	0	0
Conduct.	a	6.3	0	0	0	0	0	0

¹ Les paramètres sont exprimés en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

3.3.4 Potabilité de l'eau des bassins expérimentaux

L'eau des bassins expérimentaux, prélevée environ 65 jours après le remplissage, a été analysée avant et après traitement à l'échelle pilote. Les caractéristiques physico-chimiques importantes de l'eau de la rivière et des échantillons composites obtenus de l'eau des bassins expérimentaux avant le traitement à l'usine apparaissent au tableau 3-26; elles y sont comparées aux caractéristiques de l'eau passée dans le filtre pilote et le filtre de l'usine de filtration de Victoriaville.

- *Considérations générales*

. Turbidité

Les pires conditions observées dans les piscines ne semblent pas différentes de celles que l'on peut rencontrer dans la rivière. Le traitement pilote indique qu'il peut subsister, dans les eaux filtrées, une turbidité relativement élevée; toutefois, en comparant le traitement pilote au traitement de l'usine, on peut s'attendre à un contrôle efficace des solides en suspension. De plus, lors du traitement pilote, nous avons observé d'une part, une floculation facile de l'eau des piscines, alors que l'eau de la rivière exigeait l'addition d'un aide floculant et, d'autre part qu'il ne semble pas y avoir des difficultés à amorcer la floculation que le sol soit décapé ou non-décapé.

. Couleur

L'eau en provenance des bassins expérimentaux où le sol n'est pas décapé a une forte coloration qui est du même ordre de grandeur que l'eau de la rivière. Dans la plupart des cas, la valeur à la fin du traitement pilote tend grandement vers celle de l'eau traitée à l'usine. En comparant les valeurs mesurées dans l'eau de la rivière passée au filtre pilote aux valeurs mesurées dans l'eau passée dans le filtre de l'usine, on constate qu'il sera possible de rencontrer les normes canadiennes pour la couleur (tableau 3-27).

TABLEAU 3-26: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES IMPORTANTES DES EAUX BRUTES (BASSINS EXPERIMENTAUX OU RIVIERES) ET DES EAUX TRAITEES AU FILTRE PILOTE DE L'USINE DE FILTRATION DE VICTORIAVILLE

TYPE D'EAU	PARAMETRES UTILISES DANS LE CALCUL DE L'INDICE DE POTABILITE														AUTRES PARAMETRES			
	TURBIDITE		COULEUR		Fe		NH ₄		N-org		ALCALINITE		DURETE		C-org		Mn	
	unités Jackson		unités Hazen		mg/l		mg/l N		mg/l N		mg/l CaCO ₃		mg/l CaCO ₃		mg/l		mg/l	
	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après	avant	après
Eau de la rivière	14	.2	40	0	.51	.00	.18	.02	.22	.18	79	75	99	107	4.1	1.7	.14	.08
- traitée par l'usine	14	.77	40	7.5	.51	.06	.18	.03	.22	.19	79	69	99	101	4.1	2.4	.14	.08
- traitée par le filtre pilote	16.5	7.0	40	20	1.64	.90	.20	.10	.95	.65	68	60	84	86	7.2	4.2	.46	.29
Pas de décapage																		
Décapage ² du sol 2	14.5	7.5	40	20	1.62	.98	.20	.10	.90	.70	68	60	86	84	14.9	6.0	.46	.38
Décapage ³ du sol 3	2.5	2.0	10	5	.06	.04	.04	.02	.41	.23	56	46	74	78	13.0	3.3	<.01	.20
Décapage ⁴ des sols 2 et 3	2.5	2.0	10	5	.04	.02	.04	.02	.36	.23	56	46	74	76	4.3	0	<.01	.08
Eau recouvrant le sol 31	13.5	3.0	35	5	1.90	.00	.22	.04	.93	.26	68	36	84	88	4.9	4.3	.56	.36
Eau recouvrant le sol 32	1.8	.4	5	0	.02	.00	.04	.06	.86	.24	56	24	74	78	12.1	10.0	<.01	<.01
Eau recouvrant le sol 21	10.0	.4	35	5	1.70	.10	.34	.12	1.01	.43	88	60	104	110	9.8	10.0	.60	.49
Eau recouvrant le sol 22	1.4	.2	5	0	.02	.00	.04	.04	.36	.16	60	28	80	84	7.9	3.4	<.01	.08

¹ Echantillon composite d'eau prélevé de tous les bassins contenant du sol non-décapé; proportions relatives: 11 (2%), 21 (18%), 31 (77%), 41 (3%).

² Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 21 a été remplacée par l'eau des bassins nos 22.

³ Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 31 a été remplacée par l'eau des bassins nos 32.

⁴ Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 21 et 31 a été remplacée par l'eau des bassins nos 22 et 32.

TABLEAU 3-27: NORMES CANADIENNES POUR L'EAU POTABLE¹

PARAMETRES	NORMES CANADIENNES	
	Objectif	Tolérable
Turbidité (unités Jackson)	< 1	5
Couleur (unités Hazen)	< 5	15
Fer (mg/l)	.05	.3
Chlorure (mg/l)	<250	250
Azote ammoniacal (mg/l N)	.01	.5
Azote organique (mg/l N)	-	-
Nitrates et nitrites (mg/l N)	< 10	10
pH (unités)	6.5 - 8.3	
Sulfates (mg/l SO ₄)	< 250	500
Carbone organique (mg/l C)	-	-
Manganèse (mg/l)	.01	.05
Alcalinité (mg/l CaCO ₃)	30	500
Dureté (mg/l CaCO ₃)	< 80	180
Polyphosphate (mg/l PO ₄)	<.2	.2
Orthophosphate (mg/l PO ₄)	<.2	.2

¹ Canada. Ministère de la Santé Nationale et du Bien-Etre Social (1969). "Normes et objectifs de l'eau potable au Canada, 1968".

. Chlorure, orthophosphate, polyphosphate, sulfate

Dans les piscines ou dans la rivière, ces paramètres ont des valeurs nettement inférieures aux normes établies et ne peuvent donc causer de problème quant au dépassement des normes.

. Azote

Bien que le traitement semble peu efficace pour toutes les formes d'azote, les concentrations observées sont généralement au-dessous des normes tolérables.

. Fer

Le fer peut atteindre de fortes concentrations dans l'eau de la rivière Bulstrode (cf. chapitre 2, section 2.2.4); les concentrations beaucoup plus élevées en fer observées dans les milieux non-décapés permettent d'anticiper des concentrations élevées dans les eaux qui devraient être traitées à l'usine si le sol n'était pas décapé. Cependant, l'efficacité du filtre pilote dans l'élimination du fer laisse supposer qu'on la retrouve normalement sous une forme facilement éliminable. Au tableau 3-26 on remarque dans deux cas que les concentrations en fer dans l'eau traitée sont supérieures à la norme. Cependant la turbidité et la couleur n'ont pas diminué comme dans les autres cas, suggérant ainsi que les conditions normalisées adoptées pour la floculation étaient inadéquates pour ces deux cas; on a lieu de croire, que dans des conditions de traitement appropriées, la filtration aurait été tout aussi efficace que dans les autres cas.

. Manganèse

Les concentrations en manganèse rencontrées dans les eaux traitées aussi bien à l'usine qu'au filtre pilote, et les concentrations élevées auxquelles on pourrait s'attendre dans les eaux du réservoir,

s'il n'était pas décapé, indiquent un problème potentiel vis-à-vis duquel le traitement actuel de l'usine semble insatisfaisant (tableau 3-26). Une étude plus approfondie permettrait d'évaluer la capacité d'adaptation du traitement actuel à un traitement qui serait en mesure d'enlever le manganèse dans les eaux brutes de façon à rencontrer en tout temps les normes canadiennes (Griffin, 1960; Holden, 1970; James, 1971).

- *Indice de potabilité*

A l'aide des résultats acquis, nous avons tenté d'obtenir un indice de potabilité pouvant permettre par intégration des paramètres étudiés, de comparer le niveau de potabilité des différentes eaux traitées. *Il faut bien noter que cet indice ne tient pas compte de l'efficacité du filtre.* La formulation suivante a été utilisée:

$$P = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{(a_i)S}{(a_i)N}}{n}, \text{ où } \begin{aligned} (a_i)S &= \text{valeur du } \underline{i\text{ème}} \text{ paramètre à la sortie du filtre} \\ (a_i)N &= \text{valeur de la norme du } \underline{i\text{ème}} \text{ paramètre} \\ n &= \text{nombre de paramètres.} \end{aligned}$$

Pour les valeurs de $(a_i)N$, les normes canadiennes pour l'eau de boisson ont servi de base (tableau 3-27, concentrations tolérables).

Dans l'application de l'indice, certains paramètres ont été éliminés pour diverses raisons, ex.: valeurs très faibles par rapport à la norme (sulfate, chlorure, nitrate et nitrite); sensibilité analytique insatisfaisante (phosphates); composés chimiques influencés par le traitement (chlorure, pH); paramètre n'ayant pas de norme (carbone organique). Malgré l'importance que l'on doit accorder au manganèse, celui-ci n'a pas été retenu dans le calcul de l'indice parce qu'il a été constaté que le filtre ne le retenait que momentanément, et qu'on le retrouvait dans les filtrations subséquentes. Les paramètres suivants, témoignant généralement de la potabilité d'une eau, furent retenus:

- . la turbidité;
- . la couleur;
- . l'azote ammoniacal;

- . l'azote organique;
- . le fer;
- . l'alcalinité;
- . la dureté.

Il est à noter que pour la détermination de l'indice, tous les rapports des paramètres sont considérés comme ayant une égale pondération. D'ailleurs au tableau 3-26 les résultats à la sortie du filtre montrent que lorsque l'indice est élevé, les concentrations de plusieurs paramètres augmentent simultanément; ce sont la couleur, la turbidité, le fer, l'azote organique et l'azote ammoniacal. Il n'y a pas de cas où un paramètre peu important au point de vue implication dans le traitement aurait causé une augmentation injustifiée de l'indice. Les résultats de l'application de l'indice à l'eau des bassins expérimentaux après traitement sont présentés dans le tableau 3-28.

D'après ces résultats on constate que, même si la floculation de l'eau des bassins numéros 31 et 32 n'était pas tout à fait adéquate, le décapage des sols 2 et 3 améliore la potabilité après traitement (P_2 vs P_3 ; P_4 vs P_5). Pour l'ensemble des sols, le non-décapage semble impliquer une détérioration marquée (P_6 , échantillon composite non-décapé); les résultats P_7 à P_9 indiquent que le sol 31 joue le rôle principal dans cette dégradation de qualité. Il est à noter, cependant, qu'il s'agit ici du traitement pilote non-modifié; légèrement modifié (ex.: ajustement des dosages de produits chimiques; addition d'un aide-coagulant; etc.), le traitement pourrait être plus efficace pour les eaux tirées des bassins contenant du sol non-décapé.

TABEAU 3-28: INDICES DE POTABILITE DE L'EAU DES BASSINS
EXPERIMENTAUX APRES TRAITEMENT AU FILTRE PILOTE
DE L'USINE DE FILTRATION DE VICTORIAVILLE

<u>indice de potabilité</u>	<u>potabilité relative</u>	<u>Description</u>
	$I = \frac{P_x}{P_0}$	
$P_0 = 13.6$	1	Eau de la rivière traitée à l'usine
$P_1 = 18.3$	1.3	Eau de la rivière traitée au filtre pilote
$P_2 = 20.6$	1.5	Eau des bassins expérimentaux nos. 31 (sol 3, non décapé)
$P_3 = 13.6$	1.0	Eau des bassins expérimentaux nos. 32 (sol 3, décapé)
$P_4 = 27.9$	2.0	Eau des bassins expérimentaux nos. 21 (sol 2, non décapé)
$P_5 = 10.4$	.8	Eau des bassins expérimentaux nos. 22 (sol 2, décapé)
$P_6 = 69.7$	5.1	Eau résultant d'un non décapage ¹
$P_7 = 74.1$	5.5	Eau résultant du décapage du sol ² 2
$P_8 = 18.5$	1.4	Eau résultant du décapage du sol ³ 3
$P_9 = 18.0$	1.3	Eau résultant du décapage des sols ⁴ 2 et 3
$I = 1.3$ potabilité inchangée		
$I < 1.3$ potabilité meilleure		
$I > 1.3$ potabilité moins bonne.		

¹ Echantillon composite d'eau prélevé de tous les bassins contenant du sol non-décapé; proportions relatives: 11 (2%), 21 (18%), 31 (77%), 41 (3%)

² Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 21 a été remplacée par l'eau des bassins nos 22.

³ Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 31 a été remplacée par l'eau des bassins nos 32.

⁴ Echantillon composite comme le premier, où l'eau des bassins nos 21 et 31 a été remplacée par l'eau des bassins nos 22 et 32.

3.3.5 Microbiologie

Les données physico-chimiques recueillies au cours du présent projet ont été traitées dans les sections précédentes (3.3.1 à 3.3.4 inclusivement); dans cette section, on amorce le traitement des données biologiques.

La partie microbiologique de l'étude avait pour but de caractériser les divers sols, décapés ou non, avant immersion (c'est-à-dire: déterminer le nombre de microorganismes qui s'y trouvaient, en tenant compte des différentes classes métaboliques présentes), de suivre l'évolution microbiologique de ces sols après immersion, et de déterminer leurs effets sur l'eau sus-jacente.

- *Analyse des sols avant immersion* (référence section 3.2.1)

Des échantillons représentatifs de chacun des quatre (4) types de sol, prélevés comme décrit dans la section 3.2.1, ont servi à l'analyse microbiologique; la localisation des sites d'échantillonnage était la même que celle indiquée sur la figure 3-8.

Comme en témoigne le tableau 3-29, le décapage a pour effet général de réduire le nombre de microorganismes présents. Ceci est probablement le résultat, du moins en partie, d'une teneur réduite en matière organique labile dans les sols décapés. Dans les quatre types de sol les groupes d'organismes suivants étaient ordinairement présents en plus grand nombre: les dénitrificateurs, les actinomycètes, les organismes protéolytiques et les ammonificateurs. En plus petit nombre on trouvait généralement les deux types de fixateurs d'azote, les nitrificateurs (nitreux) ainsi que les deux types d'organismes cellulolytiques.

TABLEAU 3-29: ANALYSES MICROBIOLOGIQUES DES QUATRE TYPES DE SOLS^{1,2}

	SOL NON-DECAPE ³			SOL DECAPE			
	SOL 21	SOL 31	SOL 41	SOL 12	SOL 22	SOL 32	SOL 42
GROUPES MAJEURS:							
microflore totale	6.3×10^{10}	1.6×10^{13}	1.3×10^7	---	1.6×10^9	7.9×10^{11}	6.3×10^6
actinomycètes	2.5×10^7	6.3×10^{11}	6.3×10^8	2.0×10^6	2.5×10^7	1.6×10^{10}	4.0×10^{10}
champignons	2.0×10^6	4.0×10^6	1.0×10^8	1.0×10^6	1.3×10^6	6.3×10^5	2.5×10^6
CYCLE DE L'AZOTE:							
fixateurs de l'azote, aérobies	1.3×10^2	---	0	---	6.0×10^2	---	0
fixateurs de l'azote, anaérobies	0	2.5×10^2	3.5×10^2	---	0	2.5×10^2	2.5×10^2
organismes protéolytiques	$>10^8$	$>10^8$	$>10^8$	2.5×10^9	$>10^8$	$>10^8$	$>10^8$
ammonificateurs	$>10^8$	$>10^8$	---	4.5×10^8	$>10^8$	$>10^8$	---
nitrificateurs, nitreux	1.1×10^3	1.1×10^3	1.3×10^2	9.0×10^3	6.0×10^3	2.5×10^2	4.5×10^3
nitrificateurs, nitriques	2.5×10^4	1.4×10^5	$>10^6$	---	6.0×10^4	$>10^6$	$>10^6$
dénitrificateurs	$>10^8$	---	$>10^8$	3.0×10	$>10^8$	---	$>10^8$
CYCLE DU CARBONE:							
org. amylolytiques	2.5×10^6	1.4×10^{10}	4.5×10^5	1.5×10^3	2.5×10^5	$>10^8$	2.5×10^5
org. pectinolytiques	$>10^8$	1.4×10^8	$>10^8$	---	$>10^8$	1.4×10^8	$>10^8$
org. cellulolytiques, aérobies	4.5×10^2	3.0×10^3	4.5×10^3	9.5×10	---	2.5×10^3	1.1×10^4
org. cellulolytiques, anaérobies	4.5×10^3	7.5×10^3	2.0×10^5	2.5×10^2	---	2.5×10^3	2.0×10^6

¹ Pour l'identification des sols 1,2,3, et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

² Les résultats sont exprimés en nombre de microorganismes par g de terre sèche (105°C). L'absence d'une valeur (---) indique que l'analyse n'a pas été effectuée; une valeur nulle (0) indique que cette classe d'organismes n'a pas été trouvée dans l'échantillon.

³ Le sol 11 n'a pas été échantillonné.

Même si les sols 2 et 3 se ressemblent sur le plan physico-chimique (cf. section 3.3.1, tableaux 3-9, 10), on peut noter qu'ils se distinguent nettement l'un de l'autre par les résultats des analyses microbiologiques. En effet, pour la plupart des groupes physiologiques étudiés, les deux horizons du sol 3 contenaient un plus grand nombre d'organismes que ceux du sol 2.

Le sol 4, riche en matière organique, présentait le nombre le plus élevé de champignons et d'organismes cellulolytiques aérobies et anaérobies, mais le nombre le plus petit de fixateurs d'azote aérobies. Quant au sol 1, un sol souvent imbibé d'eau dans son état naturel, il présentait le plus petit nombre d'organismes pour plusieurs groupes physiologiques: les actinomycètes, les champignons, les nitrificateurs (nitreux), les dénitrificateurs, les organismes amylolytiques ainsi que les organismes cellulolytiques aérobies et anaérobies. En effet, on trouve fréquemment un nombre réduit de microorganismes dans un tel sol marécageux (Visser et Middleton, 1969).

- *Bacs expérimentaux* (séries 01-25 et 01-01: référence section 3.2.2)

Des échantillons d'eau et de sol, prélevés des bacs expérimentaux après une période d'immersion de 62 jours à 25°C (01-25) ou de 57 jours à 1°C (01-01), ont été analysés pour leur microflore totale. A l'examen des résultats présentés dans le tableau 3-30, on peut déceler des effets dus à la température expérimentale et au décapage des sols.

L'augmentation de la température jusqu'à 25°C a résulté généralement en une augmentation du nombre d'organismes jusqu'à concurrence de 600 fois leur nombre présent à 1°C. Toutefois, dans les eaux en contact avec les sols décapés, on a dénombré occasionnellement moins de microbes à 25°C qu'à 1°C. L'augmentation

TABLEAU 3-30: MICROFLORE TOTALE MESURÉE DANS LES BACS EXPERIMENTAUX AEROBIES A LA FIN DE LA PERIODE D'IMMERSION^{1,2}

<u>SOL 1</u>	<u>1°C (01-01)</u>	<u>25°C (01-25)</u>
sol non-décapé		
- eau	2.0×10^7	1.1×10^9
- sédiment	1.0×10^7	5.0×10^7
sol décapé		
- eau	3.1×10^9	2.1×10^9
- sédiment	3.0×10^7	8.5×10^7
<u>SOL 2</u>		
sol non-décapé		
- eau	1.0×10^8	1.2×10^8
- sédiment	3.2×10^6	2.0×10^9
sol décapé		
- eau	4.0×10^9	2.6×10^9
- sédiment	1.4×10^6	5.0×10^8
<u>SOL 3</u>		
sol non-décapé		
- eau	8.5×10^7	2.0×10^9
- sédiment	7.5×10^8	2.2×10^9
sol décapé		
- eau	1.0×10^6	6.4×10^8
- sédiment	2.5×10^6	4.5×10^8
<u>SOL 4</u>		
sol non-décapé		
- eau	8.0×10^8	4.0×10^9
- sédiment	6.3×10^7	---
sol décapé		
- eau	5.0×10^9	1.0×10^8
- sédiment	9.0×10^5	---

¹ Pour l'identification des sols 1,2,3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

² Les résultats sont exprimés en nombre de microorganismes par ml (pour les échantillons d'eau sus-jacente) ou en nombre de microorganismes par g de sédiment sec (105°C).

de la population microbienne avec la température était en général moins prononcée pour les eaux en contact avec un sol décapé que pour celles des milieux non-décapés. De plus, cette augmentation de la microflore totale était habituellement plus importante dans les sédiments que dans les eaux sus-jacentes.

Le décapage a eu pour effet général de provoquer une diminution du nombre d'organismes présents à l'interface sol-eau après immersion, tout comme c'était le cas pour les sols eux-mêmes avant immersion; seul le sol 1 échappe à cette généralisation, et ceci à chacune des températures étudiées. Notons, cependant, que cet effet du décapage ne se manifeste pas dans les eaux sus-jacentes: la microflore totale y était plus élevée parfois dans les milieux non-décapés, parfois dans les milieux décapés.

- *Bassins expérimentaux* (référence section 3.2.3 et annexe 4)

Des échantillons d'eau et de sol, prélevés dans les bassins expérimentaux durant la période d'immersion, ont été également soumis à diverses analyses microbiologiques (voir section 3.2.3). Les organismes dénombrés comprenaient la microflore totale, les champignons et les organismes actifs dans le cycle de l'azote.

Pendant la période d'observation (78 jours), on a constaté pour la plupart des groupes physiologiques, une diminution du nombre d'organismes présents, aussi bien dans les échantillons de sol que dans les eaux sus-jacentes. La microflore totale, les champignons, les fixateurs d'azote aérobies et anaérobies, les organismes protéolytiques, et la majorité des nitrificateurs se sont comportés ainsi. Les ammonificateurs et les dénitrificateurs, au lieu de suivre cette tendance générale, ont plutôt augmenté avec le temps, ou ont atteint un maximum entre

le 15^e et le 50^e jour après inondation, ou encore sont demeurés sensiblement constants (tableau 3-31). Le nombre de nitrificateurs nitreux dans les sédiments a aussi augmenté dans environ la moitié des bassins. L'augmentation en nombre de ces trois derniers groupes d'organismes suivait souvent une augmentation des concentrations de composés azotés dans le milieu, lesquels composés leur servaient de substrat.

Comme anticipé, les sédiments contenaient presque toujours un plus grand nombre de microorganismes que les eaux sus-jacentes (voir tableau 3-32). Seuls les dénitrificateurs et dans une certaine mesure les ammonificateurs constituaient des exceptions évidentes. Quant aux premiers, ils étaient toujours plus nombreux dans l'eau que dans le sédiment, indépendamment du décapage ou non-décapage du sol. Nous ne pouvons actuellement expliquer ce phénomène.

Les dénitrificateurs constituaient le groupe de microorganismes le plus abondant dans les eaux, tandis que les fixateurs d'azote aérobies y constituaient presque toujours le groupe le plus petit. Dans les sédiments, les dénitrificateurs et les ammonificateurs formaient les groupes les plus abondants, alors que les fixateurs d'azote aérobies et les deux groupes de nitrificateurs représentaient ordinairement la minorité (voir tableau 3-33). Etant donné que ces derniers sont des organismes aérobies stricts, le manque d'oxygène dans les sédiments était probablement le facteur limitant leur développement.

Le décapage a eu généralement pour effet de réduire le nombre de microorganismes présents, mais occasionnellement, il a plutôt provoqué une augmentation du nombre. La première tendance (nombre plus petit d'organismes dans les milieux décapés) était particulièrement évidente dans le cas des fixateurs d'azote aérobies et anaérobies, des organismes protéolytiques, des nitrificateurs

	<u>SOL 1</u>		<u>SOL 2</u>		<u>SOL 3</u>		<u>SOL 4</u>	
	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé
Microflore totale								
EAU	<	(<)	(<)	=	(>)	=	=	(>)
SEDIMENT	<	(<)	<	<	<	<	<	(<)
Champignons								
EAU	(=)	(<)	(<)	<	<	(<)	(<)	(<)
SEDIMENT	=	(<)	(<)	<	=	(=)	=	>
Fixateurs d'azote aérobies								
EAU	(=)	=	<	(=)	<	=	(<)	(=)
SEDIMENT	<	<	(<)	<	(<)	(<)	<	<
Fixateurs d'azote anaérobies								
EAU	<	<	(<)	<	(<)	<	(<)	<
SEDIMENT	=	=	=	(<)	(<)	<	(<)	(<)
Organismes protéolytiques								
EAU	<	<	<	<	=	=	(<)	<
SEDIMENT	<	=	(<)	(<)	(<)	=	(<)	=
Ammonificateurs								
EAU	>	>	(>)	>	(=)	(=)	(=)	>
SEDIMENT	>	(=)	>	(=)	(=)	>	>	(=)
Dénitrificateurs								
EAU	(>)	(>)	(>)	(>)	(>)	(>)	M(8)	M(40)
SEDIMENT	(>)	M(16)	M(40)	M(48)	M(45)	M(28)	M(18)	M(20)
Nitrificateurs nitreux								
EAU	(<)	(<)	(<)	(<)	(<)	(<)	(<)	(<)
SEDIMENT	(<)	(>)	(>)	(<)	(>)	(>)	(=)	M(50)
Nitrificateurs nitriques								
EAU	<	(<)	(<)	(<)	(<)	(=)	(<)	(<)
SEDIMENT	(<)	(<)	(<)	(<)	(<)	(=)	(<)	(<)

¹ Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

² Explication des symboles: > implique que le nombre d'organismes a augmenté durant la période d'observation;
 < implique que le nombre d'organismes a diminué durant la période d'observation;
 = implique que le nombre d'organismes est resté sensiblement constant durant la période d'observation;
 () indique une tendance peu prononcée;
 M() indique que le nombre d'organismes est passé par un maximum, lequel s'est produit à la date indiquée entre parenthèses.

	<u>SOL 1</u>		<u>SOL 2</u>		<u>SOL 3</u>		<u>SOL 4</u>	
	<u>eau</u>	<u>sédiment</u>	<u>eau</u>	<u>sédiment</u>	<u>eau</u>	<u>sédiment</u>	<u>eau</u>	<u>sédiment</u>
Microflore totale								
DECAPE		+		+		+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Champignons								
DECAPE		+		+		+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Fixateurs d'azote aérobies								
DECAPE		+		+		+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Fixateurs d'azote anaérobies								
DECAPE		+	●			+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Organismes protéolytiques								
DECAPE		+		+		+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Ammonificateurs								
DECAPE	+		+			+	(+)	
NON-DECAPE		●		(+)		●		(+)
Dénitrificateurs								
DECAPE	+		+		+		●	
NON-DECAPE	+		+		+		●	
Nitrificateurs nitreux								
DECAPE		+		(+)		+		+
NON-DECAPE		+		+		+		+
Nitrificateurs nitriques								
DECAPE		+		+		●		+
NON-DECAPE		+		+		●		+

¹ LMG = logarithme de la moyenne géométrique des valeurs obtenues pour le nombre d'organismes présents aux différents jours de prélèvement, ce nombre étant toujours exprimé en termes d'organismes par ml.

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

³ Explication des symboles: + indique où le LMG des microorganismes était le plus élevé;

(+) indique une différence peu prononcée;

● indique qu'il n'y avait pas de différence significative entre l'eau et les sédiments.

TABLEAU 3-33: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPE DE MICROORGANISMES ACTIFS DANS LE CYCLE DE L'AZOTE ET PRESENTS EN NOMBRE MOYEN (LMG)¹ MINIMUM OU MAXIMUM²

	<u>EAU</u>		<u>SEDIMENTS</u>	
	<u>MAXIMUM</u>	<u>MINIMUM</u>	<u>MAXIMUM</u>	<u>MINIMUM</u>
<u>SOL 1</u>				
non-décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies	ammonificateurs	fixateurs N aérobies
décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies	dénitrificateurs	nitrificateurs nitriques
<u>SOL 2</u>				
non-décapé	dénitrificateurs	nitrificateurs nitreux	ammonificateurs	nitrificateurs nitreux
décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies	dénitrificateurs	nitrificateurs nitreux fixateurs N aérobies
<u>SOL 3</u>				
non-décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies nitrificateurs nitreux	dénitrificateurs	nitrificateurs nitreux
décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies	ammonificateurs	nitrificateurs nitreux
<u>SOL 4</u>				
non-décapé	ammonificateurs	fixateurs N aérobies	ammonificateurs	nitrificateurs nitreux
décapé	dénitrificateurs	fixateurs N aérobies	dénitrificateurs	nitrificateurs nitriques

¹ LMG = logarithme de la moyenne géométrique des valeurs obtenues pour le nombre d'organismes présents aux différents jours de prélèvement.

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

nitriques et de la microflore totale (voir tableau 3-34), alors qu'elle était moins prononcée ou même absente pour les champignons, les ammonificateurs, les dénitrificateurs nitreux. Signalons enfin que cet effet du décapage s'est manifesté davantage dans le cas du sol 2, où quatre classes d'organismes montrent cette tendance (voir tableau 3-35).

Il va sans dire que plusieurs facteurs comme la composition et la structure du sol, la disponibilité des éléments nutritifs ainsi que diverses propriétés physico-chimiques peuvent influencer la présence et la distribution des microorganismes. En effet, même si on a mentionné ci-haut que le décapage d'un sol avant son inondation résulte généralement en une réduction du nombre de microbes dans le milieu aquatique, on ne peut pas en déduire de façon absolue que le plus grand nombre moyen d'un groupe donné de la microflore se retrouvera toujours pour un sol inondé et non-décapé. Ceci est illustré dans le tableau 3-36, pour les eaux, par les champignons, les ammonificateurs et les dénitrificateurs, et, pour les sédiments, par les fixateurs d'azote aérobies, les organismes protéolytiques et les nitrificateurs nitreux.

Les résultats obtenus pour les coliformes et les coliformes fécaux (tableau 3-37) montrent que le décapage des sols 1, 2, 3 réduisait le nombre de ces organismes dans les eaux sus-jacentes. Leur nombre le plus élevé fut trouvé dans l'eau en contact avec le sol 3 non-décapé.

Comme on s'y attendait, le nombre de coliformes a décru à partir du moment d'inondation, pour atteindre un niveau de base après une quinzaine de jours. Ce niveau, en particulier dans le cas des coliformes fécaux, semble correspondre au nombre de ces mêmes organismes présents dans l'eau de la rivière Bulstrode. Soulignons que les nombres observés n'ont pas dépassé les normes canadiennes pour l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau de boisson (objectif <10 organismes/100ml; limite acceptable <100

TABLEAU 3-34 : COMPARAISON ENTRE L'EAU DES BASSINS EXPERIMENTAUX ET L'EAU DE LA BULSTRODE (BASSINS TEMOINS) EN CE QUI CONCERNE LE PLUS GRAND NOMBRE MOYEN (LMG)¹ DES MICROORGANISMES^{2,3}

	<u>SOL 1</u>		<u>SOL 2</u>		<u>SOL 3</u>		<u>SOL 4</u>	
	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé
Microflore totale	+	(-)	+	-	+	=	(+)	(-)
Champignons	=	=	(+)	=	=	=	(+)	(-)
Fixateurs d'azote aérobies	=	+	+	=	(+)	=	+	=
Fixateurs d'azote anaérobies	(+)	=	+	=	+	=	+	=
Organismes protéolytiques	=	=	+	=	+	=	=	(+)
Ammonificateurs	=	(+)	=	(=)	=	=	=	(=)
Dénitrificateurs	(=)	(=)	(=)	(=)	(=)	(=)	-	(-)
Nitrificateurs nitreux	=	=	=	(=)	=	=	(+)	(=)
Nitrificateurs nitriques	+	(+)	+	(=)	+	+	+	(+)

¹ LMG = logarithme de la moyenne géométrique des valeurs obtenues pour le nombre d'organismes présents dans l'eau aux différents jours de prélèvement.

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

³ Explication des symboles: + le LMG des microorganismes dans l'eau des bassins était supérieur à celui observé pour l'eau du témoin;
 - le LMG des microorganismes dans l'eau des bassins était inférieur à celui observé pour l'eau du témoin;
 = le LMG des microorganismes dans l'eau des bassins était identique à celui observé pour l'eau du témoin;
 () indique une différence peu prononcée.

	<u>SOL 1</u>		<u>SOL 2</u>		<u>SOL 3</u>		<u>SOL 4</u>	
	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé	non décapé	décapé
Microflore totale								
EAU	+		+		•		•	
SEDIMENT	+		+		•		•	
Champignons								
EAU		•		•	•		+	
SEDIMENT	+			•		+		+
Fixateurs d'azote aérobies								
EAU		•	+		•		•	
SEDIMENT		+	+		•		•	
Fixateurs d'azote anaérobies								
EAU		•		•		•	+	
SEDIMENT		•	+		+		•	
Organismes protéolytiques								
EAU		•		•	+		•	
SEDIMENT		•		•		•		+
Ammonificateurs								
EAU		•		•		•	•	
SEDIMENT		•	+			•	•	
Dénitrificateurs								
EAU		•		•		•		(+)
SEDIMENT		•		•	+		•	
Nitrificateurs nitreux								
EAU		•		•		•	•	
SEDIMENT		•		•		(+)		(+)
Nitrificateurs nitriques								
EAU		•		•		•	•	
SEDIMENT		•		•		(+)	+	

¹ LMG = logarithme de la moyenne géométrique des valeurs obtenues pour le nombre d'organismes présents aux différents jours de prélèvement.

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3 et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

³ Explication des symboles: + indique le LMG des microorganismes qui était le plus élevé, pour un même type de sol;

• implique qu'aucune différence distincte ne se manifestait entre le milieu décapé et le milieu non-décapé;

() indique une différence peu prononcée.

3.3.5 TABEAU 3-36: LES SITES OU SE RETROUVENT LE NOMBRE MINIMUM ET MAXIMUM DES DIFFERENTS GROUPES DE MICROORGANISMES PRESENTS DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX, BASE SUR LE NOMBRE MOYEN (LMG)¹ DES MICROBES DENOMBRES PENDANT LA DUREE DE L'EXPERIENCE^{2,3}

	NON-DECAPE				DECAPE			
	SOL 1	SOL 2	SOL 3	SOL 4	SOL 1	SOL 2	SOL 3	SOL 4
Microflore totale								
EAU		+				-		
SEDIMENT						-	+	
Champignons								
EAU						+		
SEDIMENT	(+)			(-)	(-)		(+)	
Fixateurs N aérobies								
EAU		+						
SEDIMENT						-		+
Fixateurs N anaérobies								
EAU			+		(-)	(-)		(-)
SEDIMENT			+			-		
Organismes protéolytiques								
EAU	-	+	+	-				
SEDIMENT				-		-		+
Ammonificateurs								
EAU		-			-			
SEDIMENT		+				-		
Dénitrificateurs								
EAU					+			-
SEDIMENT					(+)		-	(+)
Nitrificateurs nitreux								
EAU	(+)		-	(+)	(+)	(+)		(+)
SEDIMENT						-		+
Nitrificateurs nitriques								
EAU	(+)	(+)	(+)	(+)	-		(+)	
SEDIMENT			-	(+)				(+)

¹ LMG = logarithme de la moyenne géométrique des valeurs obtenues pour le nombre d'organismes présents aux différents jours de prélèvement.

² Pour l'identification des sols 1, 2, 3, et 4, voir figure 3-8 et tableau 3-9.

³ Explication des symboles: + indique où était observé le nombre maximum d'un groupe d'organismes;

- indique où était observé le nombre minimum d'un groupe d'organismes;

() indique une prédominance peu prononcée.

TABLEAU 3-37: BASSINS EXPERIMENTAUX - DISTRIBUTION DES COLIFORMES ET COLIFORMES FECAUX DANS L'EAU SUS-JACENTE¹

Période écoulée après le rem- plissage des bassins expéri- mentaux (jours)	0		7		14		21		35	
Type de microorganisme	coliformes	coliformes fécaux	coliformes	coliformes fécaux	coliformes	coliformes fécaux	coliformes	coliformes fécaux	coliformes	coliformes fécaux
<u>SOL 1</u>										
non-décapé	> 5,000	---	90	2	200	2	8	4	100	16
décapé	240	---	230	0	20	2	16	4	50	44
<u>SOL 2</u>										
non-décapé	> 5,000	---	4,600	4	20	4	18	2	90	2
décapé	60	---	140	12	---	---	100	48	70	32
<u>SOL 3</u>										
non-décapé	> 5,000	---	20,000	120	300	14	170	4	280	44
décapé	120	---	> 1,000	2	40	0	14	4	84	14
<u>SOL 4</u>										
non-décapé	230	---	290	4	44	2	0	0	80	12
décapé	350	---	210	4	70	0	22	14	30	20

¹ Les résultats sont exprimés en nombre de microorganismes par 100ml.

organismes/100ml; limite maximum permise <1000 organismes/100ml (Canada, Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 1969).

- *Bassins expérimentaux, productivité microbienne*

Les résultats des analyses microbiologiques ont montré qu'en général les milieux non-décapés supportaient une population microbienne plus grande que les milieux décapés (voir ci-haut). En accord avec cette indication d'une activité hétérotrophe plus importante dans les milieux renfermant du sol non-décapé, on y a trouvé des concentrations en oxygène dissous inférieures à celles qui prévalaient dans les milieux décapés. Dans le tableau 3-38 on peut d'ailleurs noter qu'une stratification plus ou moins prononcée s'est développée dans les milieux non-décapés; les concentrations en oxygène dissous diminuaient entre la surface de l'eau et l'interface eau-sol, pour atteindre parfois des valeurs inférieures à 2 mg/l. Cette stratification témoigne clairement de l'intensité de l'activité des microorganismes hétérotrophes dans les milieux non-décapés.

Le rôle des organismes benthiques dans le développement de cette stratification a été mis en évidence à l'aide de mesures de la consommation benthique en oxygène d'après la technique de Stein et Denison (1966). Dans le tableau 3-39 on note que la consommation en oxygène pour les sols non-décapés (milieux 111, 211, 311 et 411) était toujours plus grande que celle pour des sols décapés correspondants (respectivement les milieux 121, 221, 321 et 421), ce qui est en accord avec l'observation de faibles concentrations en oxygène dissous dans les eaux sus-jacentes pour des milieux non-décapés. Les valeurs mesurées dans les milieux non-décapés ressemblent à celle obtenue pour le lac Boivin, un lac eutrophe mais peu profond qui ne semble pas développer une stratification (MRN, 1970).

TABLEAU 3-38: BASSINS EXPERIMENTAUX - CONCENTRATIONS EN OXYGENE DISSOUS MEASUREES DANS LES EAUX SUS-JACENTES¹

Date, heure de prélève- ment	Température de l'eau (°C)	Concentra- tion à saturation (mg O ₂ ·l ⁻¹)	Profondeur de prélè- vement (pouces)	Bassins expérimentaux ²																	
				001	002	111	112	121	122	211	212	221	222	311	312	321	322	411	412	421	422
09-08-73 (05.00h) 35 ^e jour			18	8.3	8.8									2.6	1.8	8.1	8.1				
28-08-73 (15.00h) 54 ^e jour		8.7	6 18 36	10.3 11.1 11.3	10.4 11.4 11.4	9.7 9.0 2.8	10.1 9.9 0.4	7.5 7.4 7.2	8.0 8.4 8.1	12.8 8.8 3.2		8.2 8.5 8.8	9.3 9.5 9.7	6.2 4.2 1.6	8.4 7.0 5.7	9.6 9.7 9.8	9.5 10.2 10.2	8.7 8.5 6.1	8.8 7.8 4.9	8.9 8.9 8.7	8.5 8.7 8.8
06-09-73 (14.30h) 62 ^e jour		9.2	6 18 36	8.8 8.8 8.8	8.5 8.6 8.6	5.6 4.8 3.8	6.8 3.4 3.2	7.4 7.4 7.4	7.6 7.5 7.4	5.4 5.1 3.1	4.9 4.4 3.2	8.2 8.2 8.2	8.4 8.4 8.4	4.5 4.2 3.7	7.3 7.2 7.4	8.7 8.6 8.7	8.5 8.5 8.6	6.8 6.7 6.2	7.5 6.6 5.6	7.9 8.0 7.8	8.2 8.2 8.4

¹ Les concentrations en oxygène dissous, exprimées en mg O₂·l⁻¹, ont été déterminées soit par méthode iodométrique (prélèvement du 9 août; moyenne de deux (2) mesures), soit par méthode de polarographie (prélèvements du 28 août et du 6 septembre).

² Explication du code en trois chiffres, xyz: x = type de sol (1 à 4); y = couche de sol, non-décapé (1) ou décapé (2); z = essai, 1er essai (1), 2e essai (2). Le code x = y = 0 correspond au milieu témoin.

TABLEAU 3-39: BASSINS EXPERIMENTAUX - DEMANDES BENTHIQUES EN OXYGENE¹

Bassin ² expérimental	Date de mesure ³ (1973)	Température de l'eau (°C)	Oxygène dissous ⁴ (mg O ₂ l ⁻¹)		Oxygène consommé (mg O ₂ m ⁻² j ⁻¹)
			initiale	finale	
111	27-28 septembre	12.1	9.6	5.7	870
121	26-27 septembre	11.3	8.4	6.7	370
211	25-26 septembre	10.5	10.2	2.2	1965
221	21-25 septembre	9.7	9.8	1.7	470
311	29 sept. - 1 octobre	11.0	8.2	0.5	830
321	28-29 septembre	13.0	10.2	9.0	75
411	2-4 octobre	12.2	8.4	4.0	445
421	1-2 octobre	10.8	9.2	8.8	80
Lac Boivin	6-7 octobre	12	5.6	2.2	760

¹ Les mesures de la demande benthique en oxygène ont été faites à l'aide d'une cloche hermétique des dimensions suivantes: hauteur 22 cm, diamètre 19.5 cm, section 165 cm², volume 3630 cm³.

² Explication du code en trois chiffres, xyz: x = type de sol (1 à 4); y = couche de sol, non-décapé (1) ou décapé (2); z = essai, 1er essai (1), 2e essai (2).

³ La température de l'eau donnée dans le tableau est la moyenne de 2 mesures (début et fin de l'incubation).

⁴ Les concentrations en oxygène dissous données dans le tableau représentent les valeurs mesurées à l'intérieur de la cloche (début et fin de l'incubation).

3.3.6 Fertilité de l'eau des bassins expérimentaux

Plusieurs des données recueillies au cours de l'expérience se prêtent à l'évaluation de la fertilité de l'eau des bassins expérimentaux. Le potentiel de fertilité, la production primaire ainsi que le dénombrement et l'identification du phytoplancton font l'objet de cette section.

A) Potentiel de fertilité (référence section 3.2.3)

Les mesures du potentiel de fertilité des diverses eaux sus-jacentes sont rapportées au tableau 3-40. Chacun des résultats représente la moyenne de trois mesures. Les valeurs obtenues montrent dans l'ensemble que le potentiel de fertilité des réplicats est reproductible. Une seule série, 211-212, fait cependant exception à la règle: la non-reproductibilité des mesures dans ce cas pourrait être imputable à la formation d'hydroxyde ferrique qui intervient dans le comptage des particules. Le tableau comprend également, à titre d'élément de comparaison, des valeurs obtenues à différents points d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Yamaska.

Dans tous les cas, on enregistre une nette augmentation de la fertilité au cours de la saison; toutefois, les bassins contenant le deuxième horizon de sol conservent un potentiel de fertilité à peu près identique (et même inférieur) à celui de l'eau de la rivière emmagasinée dans les bassins témoins. La figure 3-25 donne, comme exemple de cette tendance, l'évolution du potentiel de fertilité de l'eau des bassins expérimentaux contenant le sol 3. Au début de l'expérience (juillet), le potentiel de fertilité des bassins est faible et les valeurs sont généralement inférieures à celles obtenues à différents points d'échantillonnage dans le bassin de la rivière Yamaska. En septembre, cependant, le potentiel de fertilité des bassins où on a conservé le premier horizon de sol, a rejoint et souvent dépassé celui du lac Brôme ou même du réservoir Boivin à Granby (voir tableau 3-40).

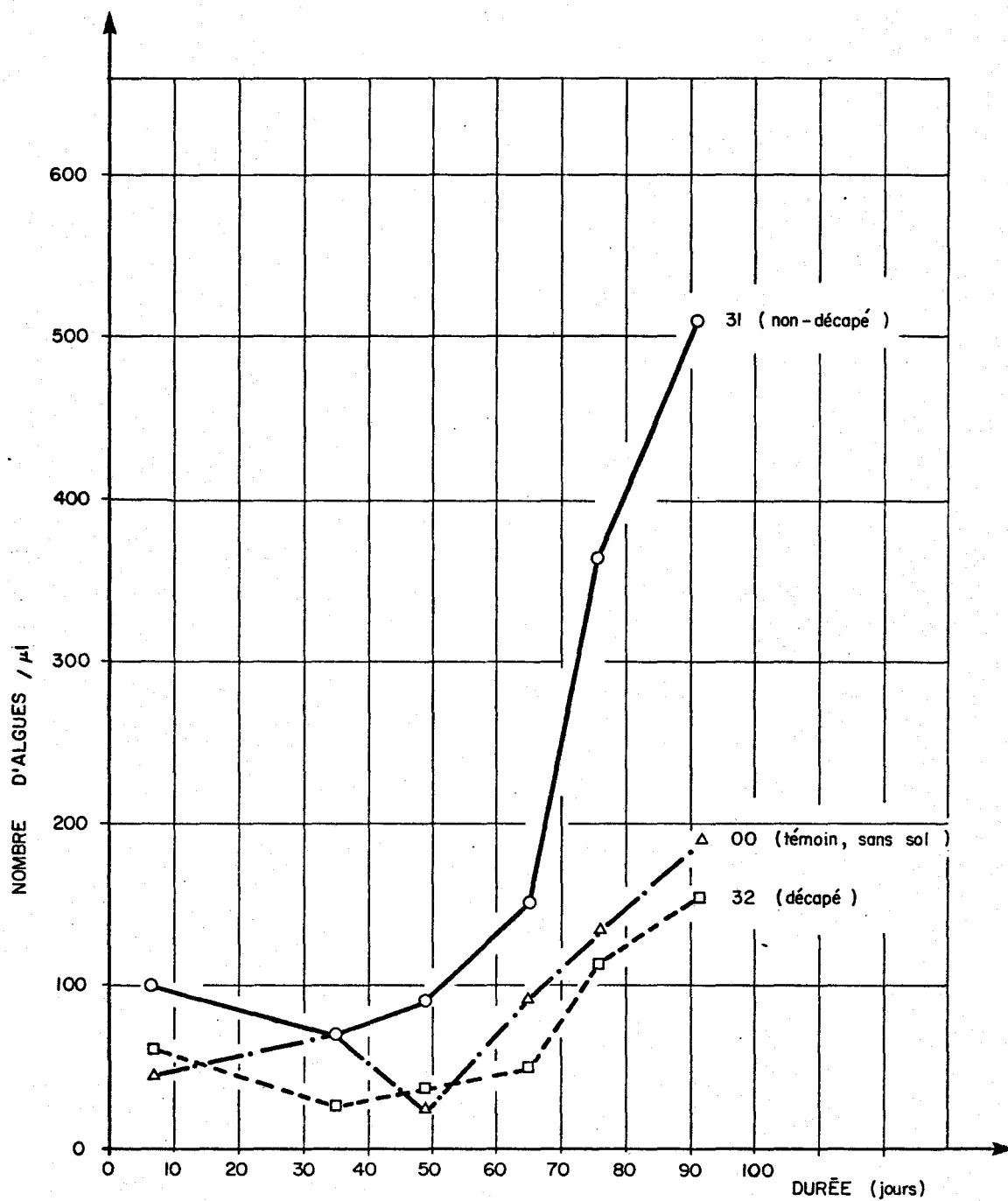


Fig.3.25.Évolution du potentiel de fertilité de l'eau des bassins expérimentaux, sol 3.

Cet accroissement du potentiel de fertilité vers la fin de l'expérience témoigne d'une disponibilité accrue d'un ou de plusieurs éléments nutritifs. Il y a au moins deux explications possibles à ce phénomène. La première est que la réduction de la production primaire in situ permettait l'accumulation des éléments nutritifs sous forme disponible; la seconde est qu'à l'inverse la stimulation de microorganismes les faisait libérer les éléments nutritifs. De ces deux explications la première est la plus plausible, compte tenu de la simultanéité de l'abaissement de la température dans les bassins et de l'augmentation du potentiel de fertilité.

Le comportement des autres sols ressemble à celui illustré pour le sol 3 à la figure 3-25; c'est-à-dire que la différence du potentiel de fertilité entre les milieux où le fond est constitué de sol non-décapé et ceux où le fond est constitué de sol décapé s'accroît dans le temps. En octobre par exemple, le rapport des potentiels de fertilité, bassins avec sol non-décapé / bassins témoins, est de 1.5, 5, 4 et 4 respectivement pour les expériences 111-112, 211-212, 311-312, 411-412. La figure 3-26 présente un exemple graphique de ce phénomène; l'exemple date du mois d'octobre, vers la fin de l'expérience, au moment où les différences de comportement se manifestaient davantage. D'autre part, il existe peu de différences entre les bassins témoins et ceux où le fond est couvert du deuxième horizon de sol (sol décapé).

Les expériences élaborées pour identifier le facteur chimique pouvant limiter la fertilité de l'eau des bassins expérimentaux n'ont pas permis de distinguer lequel, de l'azote ou du phosphore, l'était. Elles ont démontré, cependant, qu'il s'agissait de l'un et/ou de l'autre de ces facteurs dans le cas des bassins contenant du sol 3 (voir tableau 3-41).

B) Production primaire, phytoplancton (référence section 3.2.3)

Les mesures de production primaire in situ ont complété les mesures du potentiel de fertilité faites au laboratoire, en permettant d'esti-

TABEAU 3-41: **FACTEUR (S) CHIMIQUE (S) POUVANT LIMITER LA FERTILITE DE L'EAU DES BASSINS EXPERIMENTAUX (sol 3).**

<u>Date de Prélèvement</u>	<u>Bassin Expérimental</u> ¹	<u>Potentiel de fertilité</u> ^{2,3}			
		<u>S</u>	<u>N</u>	<u>P</u>	<u>N + P</u>
09-08-73 (35 ^e j.)	310	69	145(2.1)	62(0.9)	283(4.1)
	320	24	124(5.1)	105(4.3)	559(22.9)
	000	71	93(1.3)	80(1.1)	1032(14.5)
19-09-73 (76 ^e j.)	310	363	428(1.2)	349(1.0)	781(2.2)
	320	112	115(1.0)	88(0.8)	461(4.1)
	000	138	136(1.0)	139(1.0)	427(3.1)

¹ Explication du code en trois chiffres, xyz: x= type de sol (1 à 4); y= couche de sol, non décapé (1) ou décapé (2); z= essai, 1^e essai (1), 2^e essai (2) ou la moyenne des deux essais (0). Le code x=y=0 correspond au milieu témoin.

² Les valeurs, exprimées en nombre de cellules par µl, représentent des moyennes calculées à partir de trois mesures.

³ Pour les détails du protocole visant à établir le facteur limitant, voir le texte (section 3.2.3): S= échantillon nature, sans ajouts; N= échantillon enrichi d'azote (0.225 mg N/l); P= échantillon enrichi de phosphore (0.015 mg P/l); N + P= échantillon enrichi d'azote et de phosphore. Le chiffre donné entre parenthèses traduit le facteur de changement de fertilité occasionné par l'ajout donné.

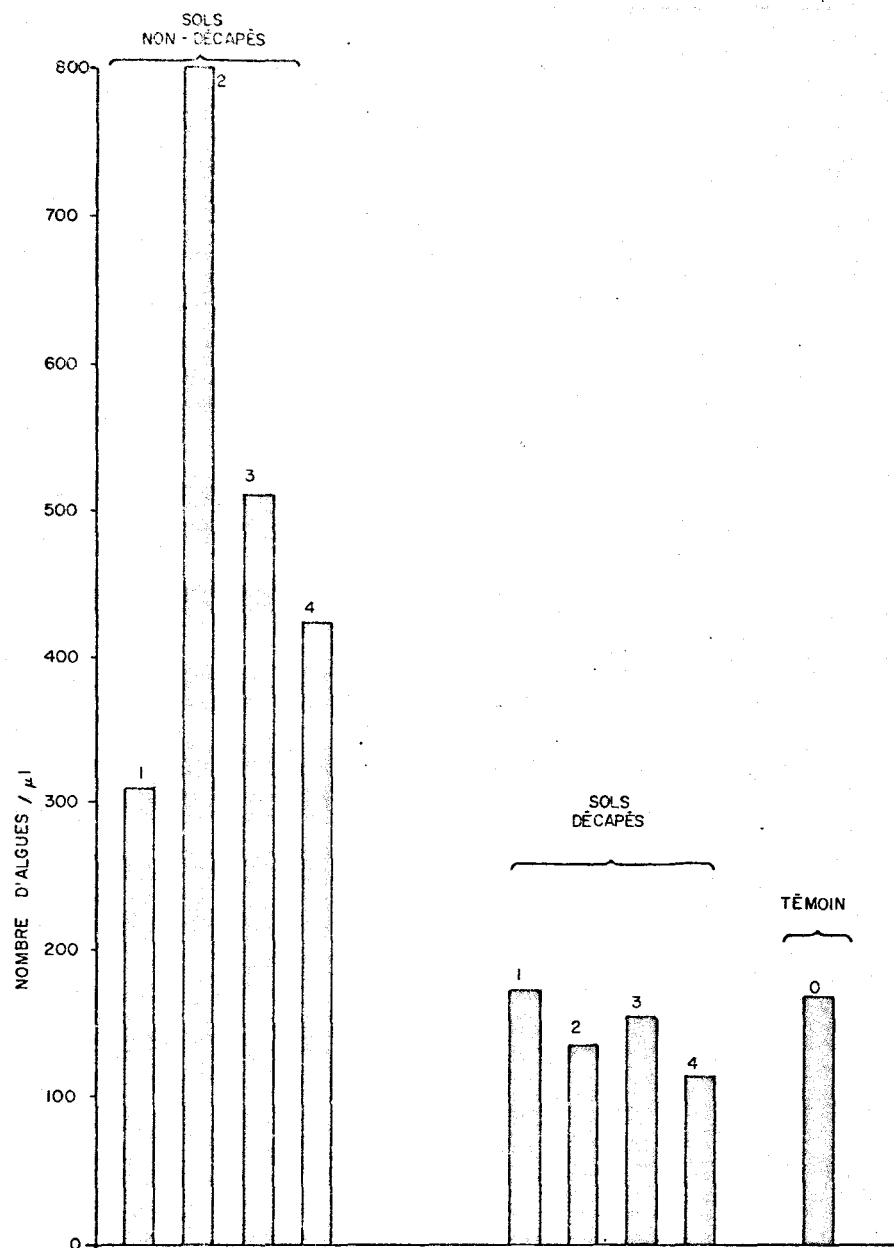
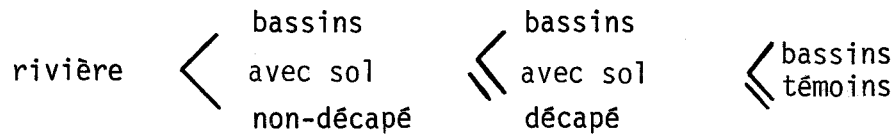


FIG. 3.26 . Comparaison du potentiel de fertilité de l'eau des divers bassins expérimentaux après 92 jours (le 5 octobre 1973) .

mer la production réelle du milieu. A l'examen du tableau 3-42 il ressort que la production primaire dans les bassins témoins est comparable ou légèrement supérieure à celle des autres bassins, et que la production primaire mesurée dans la rivière est toujours inférieure à celle des eaux emmagasinées. Les mesures de production primaire se rangeaient donc dans l'ordre suivant:



Des mesures in situ du facteur chimique limitant la production primaire ont suggéré que la production du phytoplancton dans les bassins était limitée par la pénétration de la lumière ou par la température. En effet, la productivité des échantillons enrichis en azote et en phosphore est comparable à celle des échantillons non enrichis (voir tableau 3-43). Cette constatation indique que le facteur limitant est plutôt physique (température ou lumière) que chimique. La température de l'eau s'étant maintenue entre 22 et 26°C du 3 août au 6 septembre, elle ne peut pas avoir limité la production primaire durant cette période. Par contre, les 18 septembre et 4 octobre, la température de l'eau étant respectivement de 13 et de 10°C, elle peut à ces dates avoir limité la production. Par ailleurs, la faible pénétration de la lumière dans les bassins expérimentaux fut probablement le facteur limitant la production primaire in situ aux températures élevées. La turbidité élevée qui prévalait dans les bassins (surtout ceux renfermant du sol non-décapé) résulte de l'eau de la rivière ajoutée lors des renouvellements et du brassage des fonds occasionné par ceux-ci. Des particules inorganiques et organiques, de même que des microorganismes qui y étaient associés, se trouvaient remis en suspension; ceci avait pour effet de faciliter le recyclage des substances nutritives tout en limitant la transmission de la lumière (production primaire in situ faible).

TABLEAU 3-42: BASSINS EXPERIMENTAUX - PRODUCTION PRIMAIRE "IN SITU"

Date de mesure Milieu ^a	PRODUCTION PRIMAIRE JOURNALIERE (plancton) ^{1,2}						
	03-08-73 (29 ^e j)	09-08-73 (35 ^e j)	17-08-73 (43 ^e j)	28-08-73 (54 ^e j)	07-09-73 (63 ^e j)	18-09-73 (75 ^e j)	04-10-73 (91 ^e j)
Riv. Bulstrode		46	56	78			
001	220	176	285	256	339	107	106
002	115	293	249	331	205	96	56
111	109 ³		304		114		135
112	58 ³		414		35		155
121	252 ³		175		117		36
122	262		293		144		59
211	27		62		49		51
212	23		76		16		84
221	80		166		185		86
222	215		215		182		40
311	67	130	171	228	22	44	56
312	119	120	174	254	49	24	41
321	326 ³	130	162	286	178	99	85
322	262 ³	150	221	213	184	34	48
411	240 ³		296		132		12
412	101 ³		243		126		75
421	200 ³		260		154		81
422	167		270		92		59
température de l'eau (°C)	23	23	22.5	25.5	24	13	10
ensoleillement:							
- heures	-	1.2	13.0	8.4	3.2	0	1
- Langley	-	255	491	376	161	51	-

¹ Pour les détails du protocole, voir le texte (section 3.2.3).

² Les valeurs de production primaire, exprimées en $\text{mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, représentent des moyennes calculées à partir de deux mesures. A moins d'indication contraire, les incubations couvraient toute la photo-période du lever du soleil jusqu'au coucher du soleil.

³ Valeur journalière calculée à partir de la productivité mesurée de l'aurore à 9:00h, et de 13:00 h au crépuscule.

⁴ Explication du code en trois chiffres, xyz: x= type de sol (1 à 4); y= couche de sol, non-décapé (1) ou décapé (2); z= essai, 1^e essai (1), 2^e essai (2). Le code x=y=0 correspond au milieu témoin.

TABLEAU 3-43: FACTEUR (S) CHIMIQUE (S) POUVANT LIMITER LA PRODUCTION PRIMAIRE " IN SITU" (sol 3).

Date de mesure	Ensoleillement	Bassin expérimental ¹	Production Primaire ^{2,3}			
			<u>S</u>	<u>N</u>	<u>P</u>	<u>N + P</u>
09-08-73 (35 ^e j.)	0.5h	001	94	79(.8)	92(1.0)	76(.8)
		002	128	101(.8)	138(1.1)	126(1.0)
		311	81	42(.5)	86(1.1)	71(.9)
		312	89	106(1.2)	83(.9)	110(1.2)
		321	83	78(.9)	88(1.1)	88(1.1)
		322	85	76(.9)	91(1.1)	73(.9)
		R. Bulstrode	23	19(.8)	22(1.0)	19(.8)
28-08-73 (54 ^e j.)	4.1h	001	105	92(.9)	114(1.1)	105(1.0)
		002	115	123(1.1)	132(1.1)	142(1.2)
		311	102	66(.6)	91(.9)	110(1.1)
		312	97	114(1.2)	92(.9)	95(1.0)
		321	78	96(1.2)	95(1.2)	103(1.3)
		322	81	71(.9)	66(.8)	65(.8)
		R. Bulstrode	36	27(.8)	25(.7)	16(.4)
18-09-73 (76 ^e j.)	0 h	001	57	48(.8)	57(1.0)	53(.9)
		002	53	50(.9)	50(.9)	50(.9)
		311	23	22(1.0)	21(.9)	19(.8)
		312	15	17(1.1)	15(1.0)	15(1.0)
		321	52	53(1.0)	62(1.2)	56(1.1)
		322	17	20(1.2)	20(1.2)	21(1.2)

¹ Explication du code en trois chiffres, xyz. x=type de sol (1 à 4); y= couche de sol, non décapé (1) ou décapé (2); z= essai, 1^e essai (1), 2^e essai (2). Le code x=y=0 correspond au milieu témoin.

² Les valeurs de la production primaire, exprimées en $\text{mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, représentent des moyennes calculées à partir de deux mesures. La période d'incubation était de 10:00 h à 14:30 h.

³ Pour les détails du protocole visant à établir le facteur limitant, voir le texte (section 3.2.3): S= échantillon nature, sans ajouts; N= échantillon enrichi d'azote (0.225 mg N/l); P= échantillon enrichi de phosphore (0.015 mg P/l); N + P= échantillon enrichi d'azote et de phosphore. Le chiffre donné entre parenthèses traduit le facteur de changement de production primaire occasionné par l'ajout donné.

c) Dynamique des populations de phytoplancton

Nombre total d'algues (référence section 3.2.3)

Les mesures de production primaire in situ (section 3.3.6) n'ont pas donné de différences marquées entre les bassins contenant du sol non-décapé et ceux renfermant du sol décapé. Par contre, l'étude du développement de phytoplancton dans les divers bassins en a révélé.

● Etude des moyennes

La quantité d'algues présente dans les bassins contenant du sol non-décapé est de loin plus élevée que dans les bassins contenant du sol décapé, et cela quel que soit le type de sol. Entre les divers types de sols, les différences sont moins marquées, bien que les bassins contenant les sols 1 et 2 non-décapés donnent une production d'algues plus élevée que ceux contenant les sols 3 et 4. En effet, selon une étude des moyennes des nombres totaux d'algues dans les divers bassins, le développement de phytoplancton est 28 fois plus élevé sur sol 1 non-décapé que sur sol 1 décapé, 13 fois pour le sol 2, 5 fois pour les sols 3 et 4 (voir tableau 3-44). Par rapport aux milieux témoins, les bassins à sol décapé ont un développement 10 fois moins élevé et les bassins non-décapés respectivement 3 fois plus élevé sur sol 1, 2 fois pour le sol 2, un développement similaire pour le sol 3 et 2 fois moins élevé pour le sol 4 (voir tableau 3-45).

● Evolution temporelle

Au début de l'expérience d'immersion, le nombre total d'algues varie relativement peu dans les divers milieux (non-décapés, décapés, témoins), et ces derniers se comportent de façon semblable. Après cette période initiale, cependant, des différences marquées se manifestent. A l'examen des figures 3-27, 28, 29, 30 et 31, on peut identifier au moins quatre types d'évolution différents.

TABLEAU 3-44: BASSINS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE DU DECAPAGE SUR LE DEVELOPPEMENT DU PHYTOPLANCTON.

<u>sol</u>	moyenne des nombres totaux d'algues rapport $\frac{\text{sol non-décapé}}{\text{sol décapé}}$
1	28
2	13
3	5
4	5

TABLEAU 3-45: BASSINS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE DES SOLS SUR LE DEVELOPPEMENT DU PHYTOPLANCTON.

<u>sol</u>	moyenne des nombres totaux d'algues rapport $\frac{\text{milieu avec sol}}{\text{milieu témoin}}$
décapés: 12, 22, 32, 42	0.1
11	3
non-décapés 21	2
31	1
41	0.5

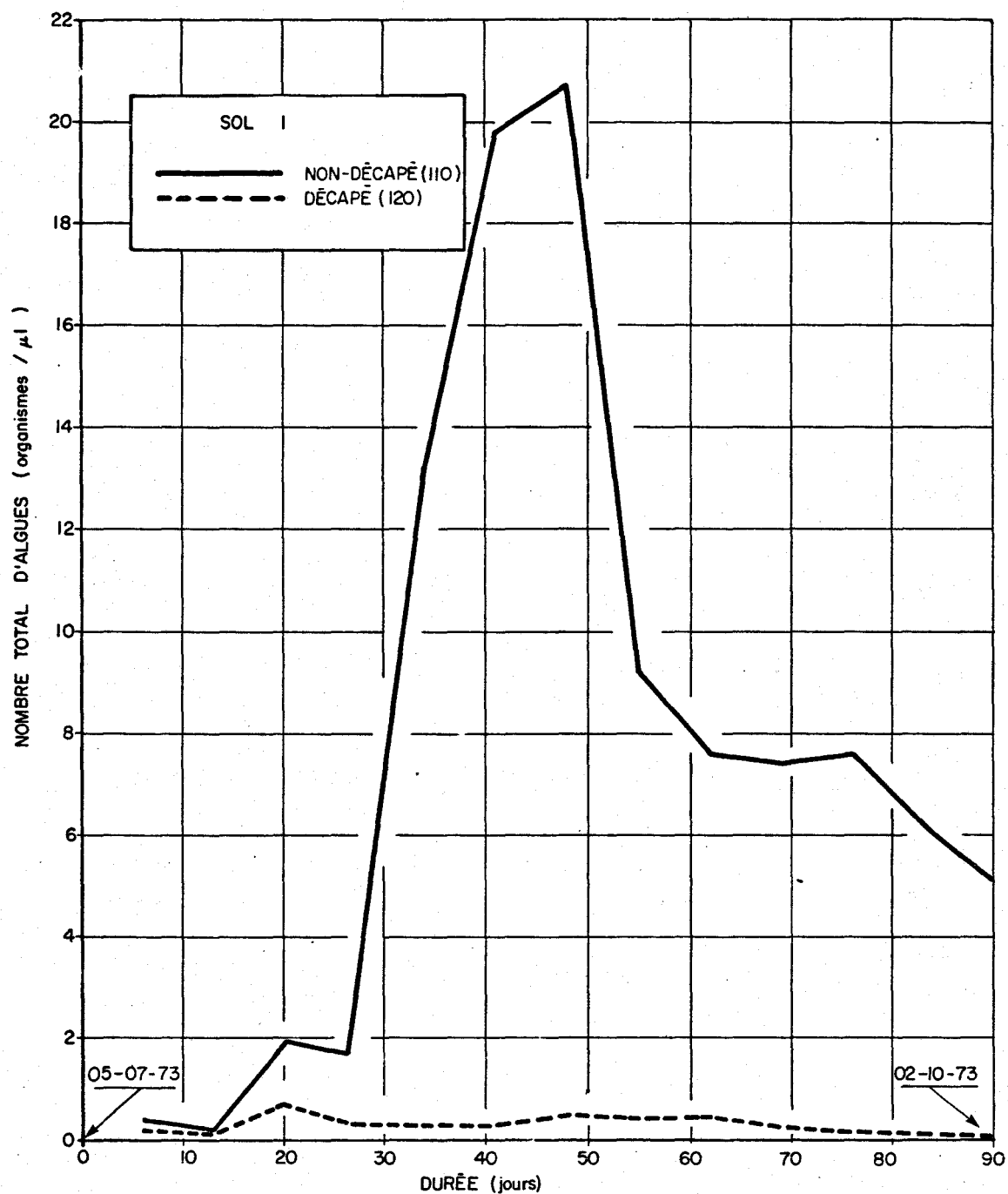


Fig. 3.27 . Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (Sol. I).

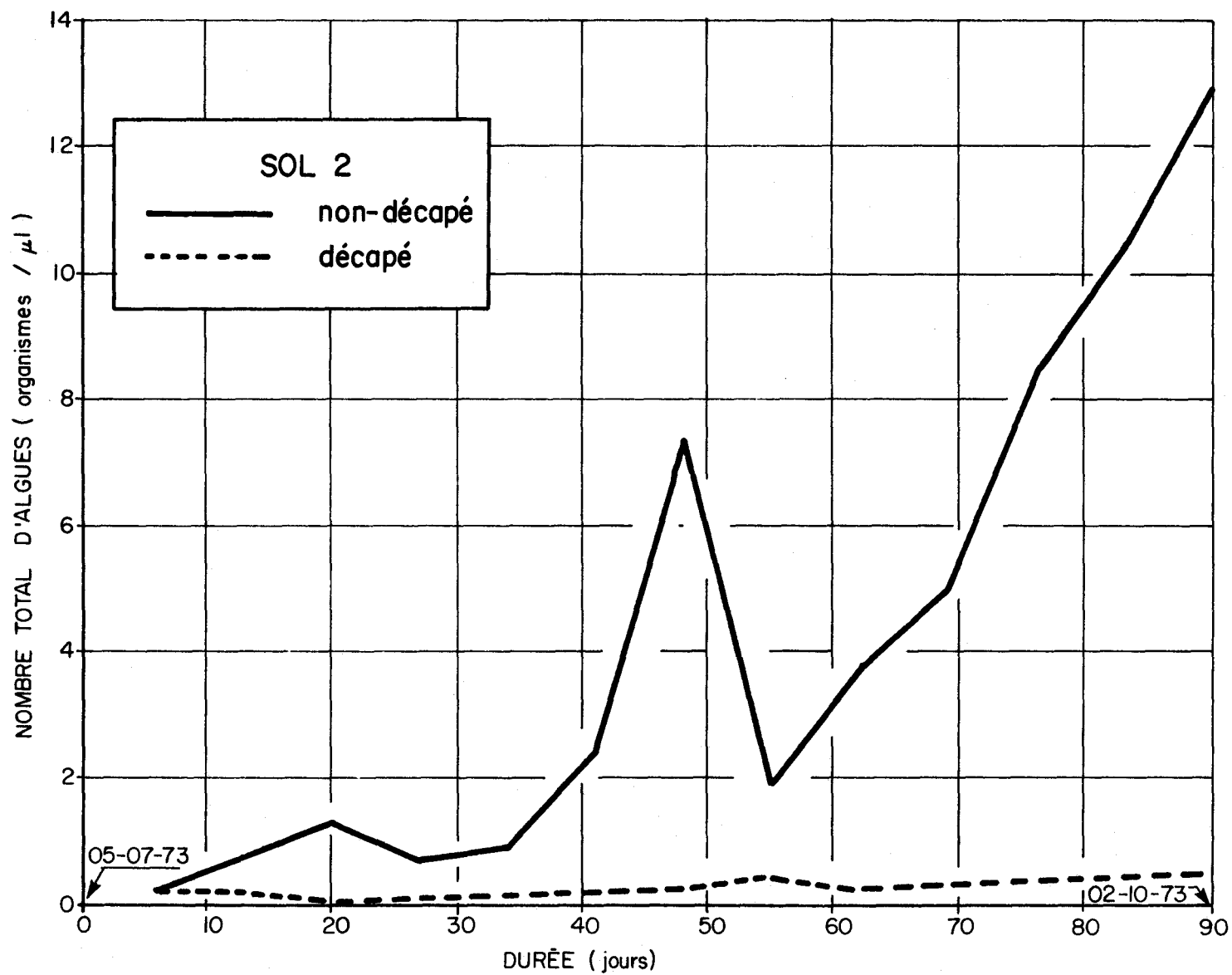


Fig .3.28 . Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (Sol 2).

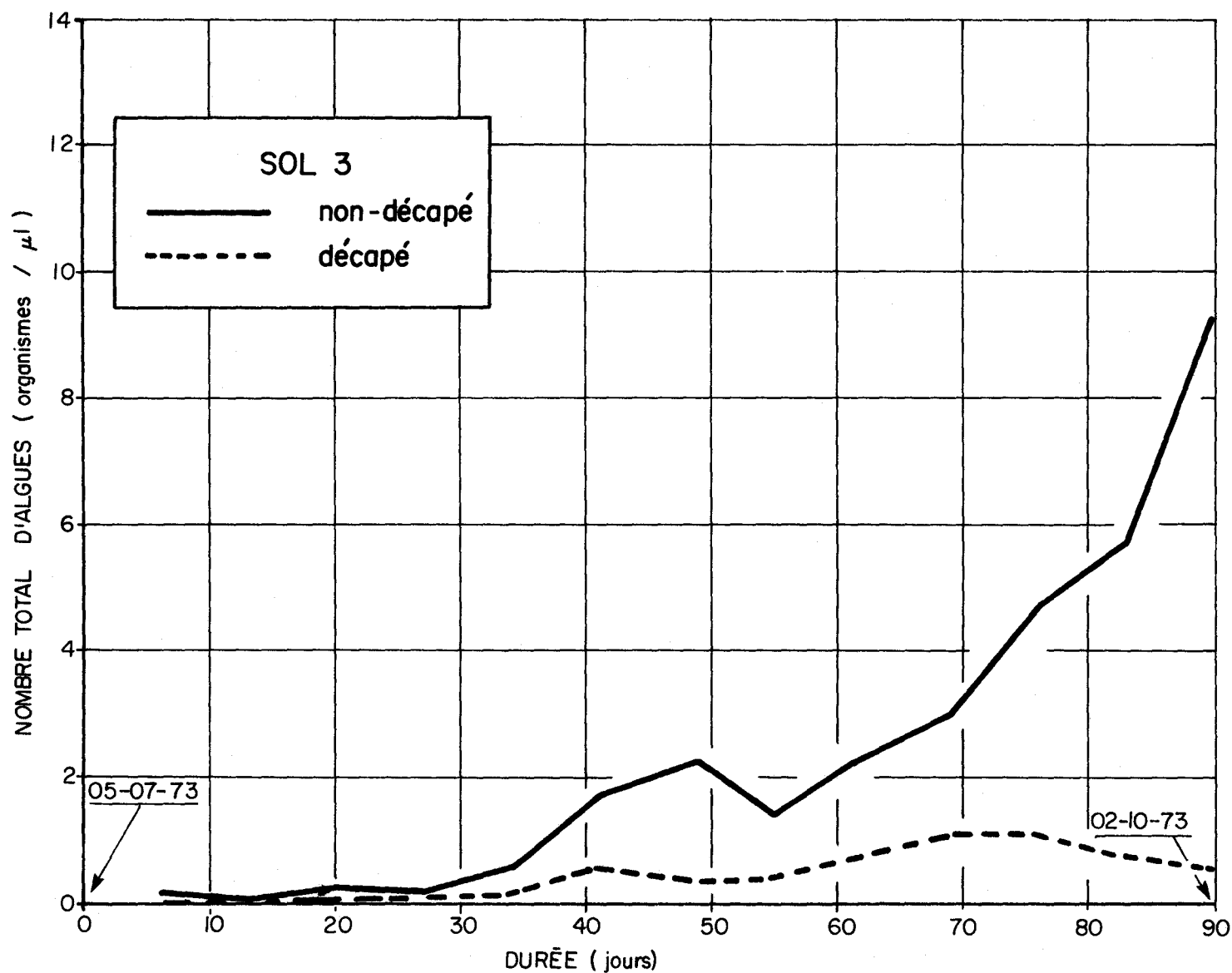


Fig . 3.29 . Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (Sol 3).

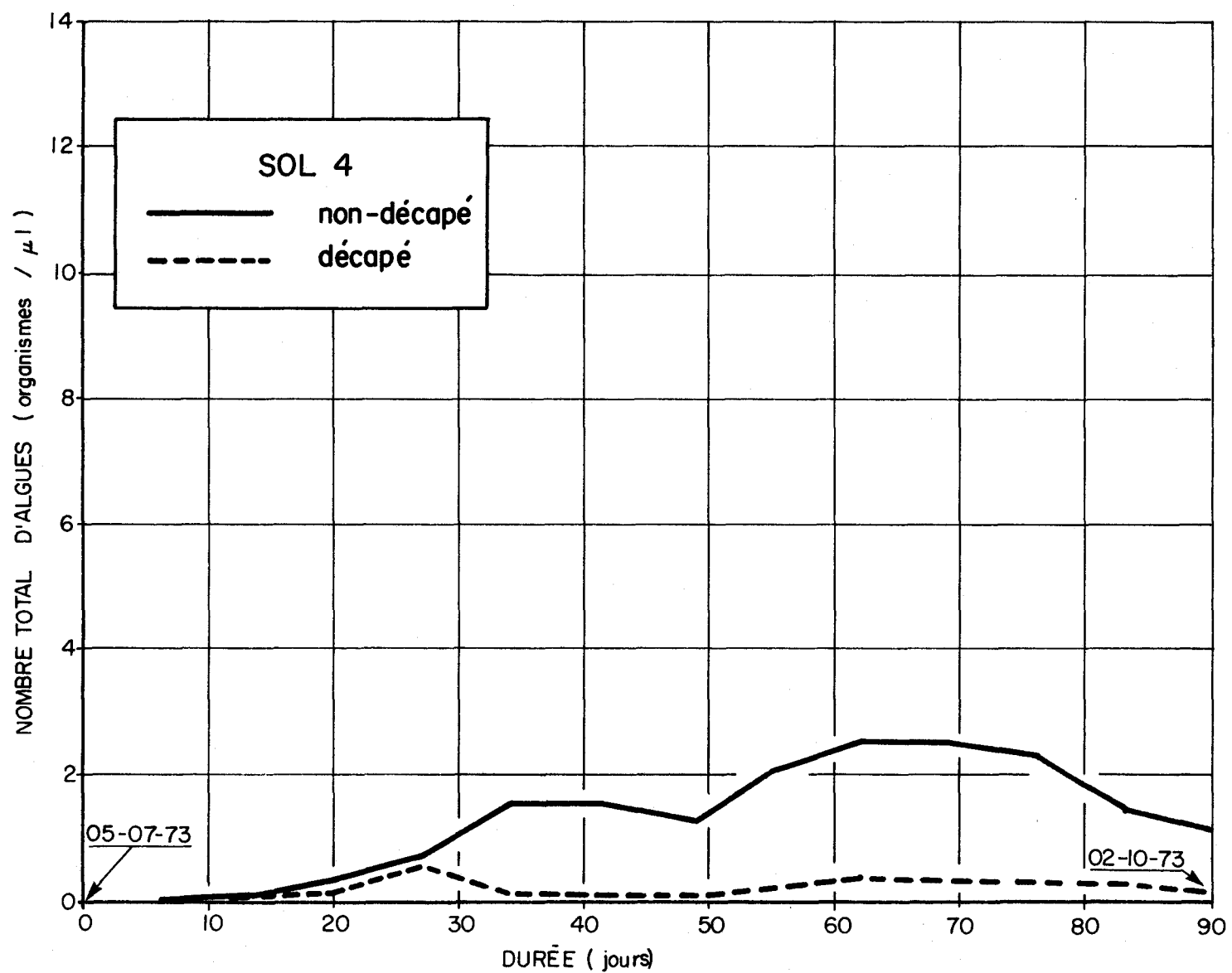


Fig. 3.30 Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues, effet du décapage (Sol 4).

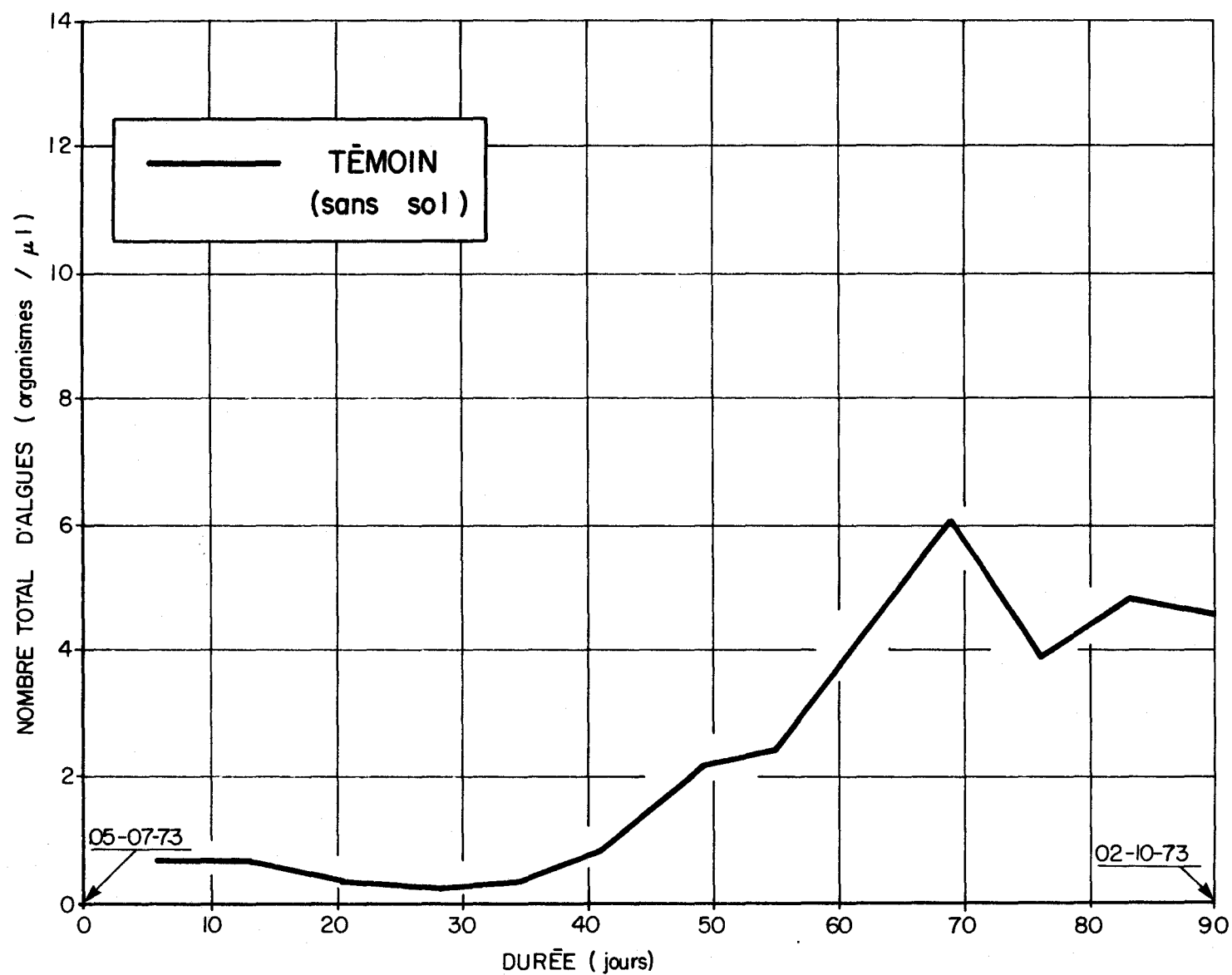


Fig. 3.31 Bassins expérimentaux - évolution du nombre total d'algues (Milieu témoin).

. Dans les bassins expérimentaux contenant du sol décapé, le nombre total d'algues demeure faible et sensiblement constant (≤ 1000 organismes/ml), sans passer par un maximum prononcé. Comme c'était le cas pour la qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes (section 3.3.2 B), les milieux décapés présentent donc un comportement uniforme.

. Dans les milieux renfermant du sol 1 non-décapé, le nombre total d'algues augmente brusquement après 27 jours pour atteindre un maximum d'environ 21,000 organismes/ml, ce qui représente la plus grande densité de population observée durant l'étude. Le nombre d'algues diminue ensuite et se maintient à un niveau de 5,000 à 8,000 organismes/ml jusqu'au dernier prélèvement (voir figure 3-27).

. Dans les bassins expérimentaux contenant du sol 2 ou du sol 3 non-décapé, une augmentation du nombre total d'algues se produit aussi, mais plus tard et plus lentement que dans le cas du sol 1 (voir figures 3-28, 29). L'augmentation se poursuit jusqu'au dernier prélèvement, ce qui nous empêche d'évaluer les valeurs maximums atteintes dans ces deux milieux.

. Dans les bassins expérimentaux contenant du sol 4, ainsi que dans le milieu témoin, la quantité d'algues augmente et, sans passer par un maximum prononcé, atteint et maintient un plateau jusqu'au dernier prélèvement (voir figures 3-30, 31).

Sur le plan quantitatif, donc, les milieux non-décapés et le milieu témoin se différencient nettement de l'ensemble des bassins décapés.

Les algues dominantes (référence section 3.2.3, annexe 5-1)

- Les algues dominantes dans les différents sites expérimentaux

- La rivière Bulstrode (voir tableau 3-46)

Bien qu'il n'y ait pas de dominance particulière de genre, les Bacillariophycées sont les plus importantes au cours de la période expérimentale, qu'il s'agisse du nombre d'organismes ou du nombre de genres. Leur pourcentage dépasse 50% et peut s'élever jusqu'à 99% en fin de période. Parmi les seize genres observés, deux paraissent plus abondants: des Diatomées de petites tailles non identifiées en début de saison (78%) et Cymbella en fin de saison (49%).

- Le milieu témoin (voir tableau 3-46)

Les Bacillariophycées dominent en début de période. Leur nombre diminue progressivement en cours d'expérience. La composition générique est fort différente de celle de la rivière: Nitzschia y domine avec 84% de la population totale au début (580/ml) et persiste jusqu'en fin d'expérience.

A partir de l'échantillon du 33e jour se développe une Xanthophycée, Goniochloris dont le nombre augmente rapidement et domine la population totale des échantillons du 40e jour jusqu'à la fin de l'expérience (jusqu'à 93% - 3,500/ml).

- Le sol 1 non-décapé (110) (voir tableau 3-47)

Des Volvocales telles Gonium dominant au début mais ne persistent pas longtemps. Des Euglénophycées prennent leur place progressivement, constituant environ 50% de la population en cours de période expérimentale, et jusqu'à 73% vers la fin

TABLEAU 3-46: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPES D'ALGUES LES PLUS IMPORTANTS

Jour	Rivière Bulstrode (%)		Milieu témoin (%)	
5	Bacillariophycées	83	Bacillariophycées	85
12	Bacillariophycées	88	Bacillariophycées	56
			Cyanophytes	37
19	Bacillariophycées	56	Bacillariophycées	59
	Chlorococcales	37	Chlorococcales	24
26	Bacillariophycées	48	Bacillariophycées	54
	Chlorococcales	35	Chlorococcales	25
33	Bacillariophycées	64	Bacillariophycées	33
	Chlorococcales	24	Xanthophycées	41
40	Bacillariophycées	66	Xanthophycées	65
	Zygophycées	24		
47	Bacillariophycées	78	Xanthophycées	85
54	Bacillariophycées	89	Xanthophycées	90
61	Bacillariophycées	79	Xanthophycées	93
68			Xanthophycées	93
75	Bacillariophycées	99	Chlorococcales	53
			Xanthophycées	43
82	Bacillariophycées	98	Xanthophycées	87
89	Bacillariophycées	98	Xanthophycées	77

TABLEAU 3-47: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPES D'ALGUES LES PLUS IMPORTANTS

Jour	Sol 1 non-décapé (%)		sol 1 décapé (%)	
5	Volvocales	80	Bacillariophycées	41
			Xanthophycées	39
12	Volvocales	18	Bacillariophycées	27
	Chlorococcales	28	Chrysophycées	24
			Chlorococcales	30
19	Euglénophycées	49	Bacillariophycées	87
26	Euglénophycées	58	Bacillariophycées	80
33	Chlorococcales	58	Bacillariophycées	73
40	Euglénophycées	59	Bacillariophycées	54
			Xanthophycées	33
47	Chlorococcales	84	Bacillariophycées	51
			Dinophycées	29
54	Euglénophycées	48	Bacillariophycées	41
	Chlorococcales	43		
51	Euglénophycées	69	Bacillariophycées	48
68	Euglénophycées	74	Bacillariophycées	31
			Chrysophycées	16
			Cyanophycées	22
75	Euglénophycées	67	Bacillariophycées	15
			Chrysophycées	22
			Cyanophycées	22
			Chlorococcales	22
82	Euglénophycées	73	Bacillariophycées	39
			Chrysophycées	12
89	Euglénophycées	69	Bacillariophycées	46
			Chrysophycées	31

(82e jour). Parmi elles, Euglena se développe d'abord (33% au 26e jour) et Trachelomonas est bientôt dominant (plus de 50% dès le 61e jour).

Les Chlorococcales sont assez bien représentées durant toute la période par une dizaine de genres. L'un d'entre eux, Actinastrum prend un développement important du 33e au 54e jour avec un pic au 47e jour (81% - 16,930/ml).

. Le sol 1 décapé (120) (voir tableau 3-47)

Sauf quelques Chlorophytes (16%), la population est presque entièrement représentée la première semaine par des Xanthophycées (Goniochloris) (39%) et des Bacillariophycées (41%). Goniochloris diminue dès la 2e semaine, persiste durant toute la période expérimentale, mais en petit nombre. Les Bacillariophycées restent en nombre important, dominant la population du 19e au 61e jour. Nitzschia en est le principal représentant au cours de la période. Du 68e au 82e jour, des Cyanophycées (Anabaena) se développent quelque peu (20 à 22%). Au 75e jour se révèle un petit pic à Chrysophycées (Dinobryon 23%).

. Sol 2 non-décapé (210) (voir tableau 3-48)

En début d'expérience, la population est approximativement répartie en parts égales entre les Volvocales (Gonium), les Chlorococcales (surtout Scenedesmus) et les Bacillariophycées (surtout Nitzschia). La 2e semaine, les Chlorococcales deviennent plus importantes (60%) avec Scenedesmus et Actinastrum. Ensuite, ce sont les Euglénophycées déjà présentes depuis le début qui prennent le dessus et domineront jusqu'à la fin. Deux algues principalement les représentent: Euglena, du 19e jour au 33e jour (46 à 90%) et Trachelomonas du 54e jour au 89e jour (40 à 89%). Phacus est important le 40e jour (57%). Une Dinophycée, Peridinium prend assez d'importance les 54e jour et 61e jour (42%).

TABLEAU 3-48: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPES D'ALGUES LES PLUS IMPORTANTS

Jour	sol 2 non-décapé (%)	sol 2 décapé (%)
5	Volvocales 30	Cyanophycées 58
	Chlorococcales 32	
	Bacillariophycées 30	
12	Chlorococcales 60	Bacillariophycées 73
19	Euglénophycées 67	Dinophycées 45
		Bacillariophycées 35
26	Euglénophycées 95	Bacillariophycées 77
33	Euglénophycées 82	Bacillariophycées 61
40	Euglénophycées 69	Xanthophycées 65
47		Xanthophycées 62
54	Euglénophycées 46	Bacillariophycées 45
	Dinophycées 29	Xanthophycées 42
61	Euglénophycées 46	Xanthophycées 57
	Dinophycées 42	Bacillariophycées 26
68	Euglénophycées 76	Bacillariophycées 50
		Xanthophycées 29
75	Euglénophycées 79	Xanthophycées 50
		Bacillariophycées 40
82	Euglénophycées 88	Xanthophycées 46
		Bacillariophycées 41
89	Euglénophycées 73	Chrysophycées 41
		Bacillariophycées 28

. Sol 2 décapé (220) (voir tableau 3-48)

La première semaine, domine une Cyanophycée (Agmenellum (58%-79/ml)) dont la population est réduite d'environ la moitié dès la 2e semaine puis diminue rapidement, mais persiste en quantité faible jusqu'à la fin. La 2e semaine, la population de Bacillariophycées s'accroît fortement avec Nitzschia principalement. Elle reste dominante pendant quelques semaines (jusqu'au 33e jour) puis diminue, mais reste importante jusqu'à la fin. A partir du 68e jour, elle redevient aussi importante mais n'occupe qu'un tiers de la population par suite de l'augmentation d'une Xanthophycée, Goniochloris, qui domine du 40e au 82e jour. Le 19e jour, domine une Dinophycée, Peridinium (45% - 8/ml), qui n'atteindra son maximum de développement que le 82e jour (5% - 28/ml).

. Sol 3 non-décapé (310) (voir tableau 3-49)

Goniochloris, une Xanthophycée, domine dans le premier échantillon (60% - 107/ml) mais sa population disparaît après 3 semaines. La deuxième semaine, les Euchlorophycées (Volvocales et Chlorococcales) sont importantes (44%) avec Scenedesmus principalement. La troisième, ce sont les Chrysophycées (59%) avec Dinobryon, la semaine suivante (26e jour), les Euglénophycées, déjà présentes depuis le 12e jour, augmentent brusquement, dominent et restent dominantes jusqu'à la fin. Le 26e jour, Euglena (44% - 110/ml) est le plus important; ultérieurement, ce sera Trachelomonas (jusque 67%).

. Sol 3 décapé (320) (voir tableau 3-49)

Goniochloris domine la première semaine (66% - 58/ml), mais semble disparaître ensuite. Elle est retrouvée le 26e jour et finalement domine du 40e jour au 89e jour (jusqu'à 85% - 922/ml, le 75e jour). La deuxième semaine, la population est répartie principalement entre trois classes, les

TABLEAU 3-49: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPES D'ALGUES LES PLUS IMPORTANTS

Jour	sol 3 non-décapé (%)	sol 3 décapé (%)
5	Xanthophycées 60	Xanthophycées 66
12	Volvocales 19	Chrysophycées 40
	Chlorococcales 25	Chlorococcales 23
19	Chrysophycées 59	Bacillariophycées 40
		Chlorococcales 35
26	Euglénophycées 63	Chlorococcales 44
		Bacillariophycées 39
33	Euglénophycées 75	Bacillariophycées 62
40	Euglénophycées 77	Xanthophycées 59
		Chlorococcales 24
47	Euglénophycées 71	Xanthophycées 57
56	Euglénophycées 47	Xanthophycées 65
61	Euglénophycées 65	Xanthophycées 84
68	Euglénophycées 47	Xanthophycées 76
	Chlorococcales 29	
75	Euglénophycées 51	Xanthophycées 85
82	Euglénophycées 62	Xanthophycées 82
89	Euglénophycées 68	Xanthophycées 73

Euchlorophycées (surtout Actinastrum), les Chrysophycées (Dinobryon) et les Bacillariophycées (Nitzschia). Cette dernière domine ensuite jusqu'au 33e jour, tandis que Actinastrum garde la même importance jusqu'au 26e jour.

. Sol 4 non-décapé (410) (voir tableau 3-50)

Le développement d'Euchlorophycées est plus important dans ce bassin et est surtout représenté par des Chlorococcales. Parmi ces dernières, une dizaine d'espèces se retrouvent assez régulièrement, tout comme dans le bassin à sol marécageux non-décapé, mais ici en plus grand nombre. Les genres les plus importants en nombre sont Scenedesmus (du 5e au 19e jour), Actinastrum (19e jour, 40e jour, 47e jour, 54e jour), Crucigenia (61e jour, 68e jour), Dictyosphaerium (75e jour).

Après une dominance de Chlorococcales la première semaine, Pandorina, une Volvocale, atteint un pic la 2e semaine avec 36% (59/ml), mais disparaît peu après. La troisième semaine (19e jour), trois classes principalement composent la population algale: les Euchlorophycées, les Chrysophycées (Dynobryon) et les Euglénophycées (Euglena). Les quatrième (26e jour) et cinquième semaines (33e jour), Nitzschia (Bacillariophycée) prend un développement important (jusque 40%), tandis que dans le dernier échantillon (33e jour), Trachelomonas (Euglénophycées) commence à se développer et se maintient en grand nombre jusqu'à la fin (jusqu'à 40% - 524/ml).

. Sol 4 décapé (420) (voir tableau 3-50)

Gonium (Volvocales), important la première semaine (43% - 24/ml), ne persiste pas, diminue et disparaît par la suite. Nitzschia (Bacillariophycée) devient dominant la deuxième semaine (93% - 594/ml, le 26e jour), le reste jusqu'au 33e jour où Peridinium (Dinophycée) se développe légèrement mais est concurrencé le 54e jour par Gonichloris qui restera dominant jusqu'à la fin (55% - 223/ml, le 61e jour).

TABLEAU 3-50: BASSINS EXPERIMENTAUX - GROUPE D'ALGUES LES PLUS IMPORTANTS

Jour	sol 4 non-décapé (%)	sol 4 décapé (%)
5	Chlorococcales 35 Volvocales 14	Volvocales 46
12	Volvocales 37 Chlorococcales 25	Bacillariophycées 86
19	Euglénophycées 32 Chlorococcales 29 Chrysophycées 25	Bacillariophycées 61 Chlorococcales 35
26	Bacillariophycées 41 Euglénophycées 24	Bacillariophycées 96
33	Euglénophycées 43 Bacillariophycées 34	Bacillariophycées 59 Dinophycées 20
40	Euglénophycées 46 Chlorococcales 33	Bacillariophycées 45 Dinophycées 27
47	Euglénophycées 50 Chlorococcales 24	Bacillariophycées 33 Dinophycées 32
54	Chlorococcales 50 Euglénophycées 21	Xanthophycées 41 Dinophycées 30
61	Euglénophycées 47 Chlorococcales 34	Xanthophycées 55
68	Chlorococcales 51 Euglénophycées 31	Xanthophycées 51
75	Chlorococcales 41 Euglénophycées 42	Xanthophycées 57
82	Chlorococcales 40 Euglénophycées 25	Xanthophycées 43
89		Xanthophycées 48

- L'importance des différentes classes d'algues

- . Euchlorophycées

Les Euchlorophycées sont surtout caractéristiques des bassins à sols non-décapés, mais se retrouvent aussi en nombre important sur sol 3 décapé (320). Elles sont souvent plus abondantes au début d'expérience. Ainsi, Gonium (Volvocales) se développe fortement la première semaine dans les bassins à sol 1 non-décapé (110) et à sol 4 décapé (420). Sur sol 2 décapé (220), il est accompagné par Scenedesmus (Chlorococcales). Sur sol 3 décapé et non-décapé, la deuxième semaine (12e jour) voit la multiplication de deux chlorococcales: Actinastrum dans le premier et Scenedesmus dans le second cas.

Sur sol 4 non-décapé (410), le développement d'Euchlorophycées est plus important, tant par le nombre d'individus que par le nombre d'espèces, et est réparti sur toute la période.

- . Zygothycées

Les Zygothycées sont toujours en nombre très réduit et leur population inférieure à 5% du nombre total d'algues. Leur présence paraît d'ailleurs fréquemment sporadique.

Cependant leur population augmente quelque peu en fin de période expérimentale dans le bassin à sol 4 décapé (420) où elle atteint 19% le 89e jour. Staurastrum y figure avec 39 organismes par ml et 17%.

- . Cyanophycées

Les Cyanophycées sont habituellement peu représentées, tant par le nombre de genres que par le nombre d'individus. Seul Agmenellum est dominant (58%) la première semaine dans le bassin

à sol 2 décapé (220), mais son nombre est toutefois peu important (79/ml).

Des Cyanophycées filamenteuses, dont Anabaena, se sont quelque peu développées les 68e et 75e jour (environ 30% et 50/ml) dans le bassin à sol 1 décapé (120).

. Chrysophycées

Des Chrysophycées se développent quelque peu dans certains bassins. Dinobryon en est le principal représentant et parvient à un développement plus important dans les bassins à sol 3 décapé (320) (64%) et non-décapé (310) (31%), et à sol 4 non-décapé (410) (23%).

. Xanthophycées

Les Xanthophycées, surtout représentées par Goniochloris, se développent principalement dans le bassin témoin et dans les bassins à sol décapé. Cette algue donne lieu à une véritable fleur d'eau dans le bassin témoin (jusque 5,600/ml le 68e jour), mais n'atteint jamais ce taux de multiplication ailleurs, même si celui-ci est quelquefois élevé (maxima: 97/ml, le 40e jour dans 120; 263/ml, le 75e jour dans 220; 922/ml, le 75e jour dans 320; 223/ml, le 61e jour dans 420). La période de dominance ininterrompue la plus longue est décelée dans le bassin témoin (du 33e au 89e jour), décroît légèrement sur sol 3 (320) (du 40e au 89e jour), sur sol 4 (420) (du 54e au 89e jour) et sur sol 2 (220) (du 40e au 82e jour). Cette dominance se situe habituellement dans la 2e moitié de la période expérimentale, mais dans les bassins à sol marécageux (120) et à sol 3 (320), cette algue domine aussi la première semaine.

Sur sol non-décapé, Goniochloris ne domine que dans un cas: le 5e jour sur sol 3 (310) (107/ml).

. Bacillariophycées

Les Bacillariophycées présentent un développement important, tant dans la rivière qu'à diverses périodes dans certains bassins. Toutefois les genres dominants sont totalement différents dans l'une et les autres. Dans la première, il s'agit de Cymbella et d'une petite Diatomée non identifiée. Cette dernière se retrouve dans tous les bassins et en quantité dépassant celle des maxima de la rivière, le 54e jour sur sol marécageux non-décapé (110) et le 89e jour sur sol 3 non-décapé (310), mais ne sont jamais dominante. Cymbella ne se retrouve que sporadiquement dans les bassins, surtout dans ceux à sols non-décapés.

Nitzschia, qui est dominant en début de période dans le bassin témoin, se développe aussi de façon appréciable dans les autres bassins et présente des pics plus élevés sur sols non-décapés (3,243/ml dans 110, le 33e jour, et 1056/ml, le 89e jour; 754/ml dans 210, le 82 jour; 1,481/ml dans 310, le 89e jour), bien qu'elle n'y domine pas. Par contre, dans les bassins à sol décapé le développement de cette algue est sensiblement moindre. Elle domine cependant à plusieurs reprises durant la première moitié de la période expérimentale. La dominance est assez régulière dans les bassins à sol 1 (120: du 19e au 61e jour) et à sol 4 (420: du 12e au 47e jour).

. Dinophycées

Des Dinophycées se trouvent en petite quantité dans tous les bassins. Peridinium s'est développé de façon appréciable dans le bassin à sol 2 non-décapé (210), (le 61e jour: 42% - 1,654/ml).

. Euglénophycées

Les Euglénophycées, pratiquement absentes dans la rivière et dans le bassin témoin, se retrouvent dans tous les autres bassins.

Leur développement a été plus abondant sur sol non-décapé, habituellement à partir du 19e jour. Leur dominance y persiste durant plusieurs semaines, principalement sur sol 2 (210) (du 26e au 89e jour) et sur sol 3 (310) (du 19e au 89e jour).

Euglena prend, le premier, un fort développement surtout important sur sol 1 (110) et sur sol 2 (210); Trachelomonas vient ensuite (110: 4,771/ml, le 68e jour; 210: 11,300/ml, le 89e jour; 310: 4,434/ml, le 89e jour).

En conclusion, quatre classes d'algues ont pris un développement plus important dans les bassins: les Euchlorophycées dans le bassin à sol 4 non-décapé (410), les Xanthophycées dans le bassin témoin et 3 des 4 bassins à sol décapé (220, 320, 420), les Bacillariophycées, un peu partout, mais surtout dans les bassins à sol non-décapé, ce qui n'y a pas empêché un développement encore plus grand d'Euglénophycées qui y dominent aux mêmes périodes.

La succession Nitzschia - Goniochloris, caractéristique du bassin témoin, se retrouve avec quelques variantes dans 3 bassins à sols décapés: sol 2 (220), 3 (320), 4 (420). Sur sol 1 (120), les deux genres se présentent en même temps avec une importance à peu près égale dans le premier échantillon. Goniochloris tend à disparaître par la suite tandis que Nitzschia se maintient en nombre appréciable durant toute la période. Les conditions y paraissent donc défavorables au maintien de Goniochloris.

Les Euglénophytes, connues pour se développer en eau riche en matière organique, se trouvent en grand nombre dans tous les bassins à sols non-décapés, prenant la succession de Dinobryon sur sol 3 (310) et sur sol 4 (410), celle des Chlorophytes sur sol 1 (110) et 2 (210). Une fois installées en grand nombre, elles persistent jusqu'en fin d'expérience. Dans les bassins à sol 3 décapé (320) et non-décapé (310), Goniochloris se présente en grand nombre dès la première semaine, mais est rapidement remplacé par des Chlorococcales. Dans l'ensemble, les bassins à sols non-décapés se caractérisent par un abondant développement d'Euglénophytes, les bassins à sols décapés par la succession Nitzschia - Goniochloris avec quelques variantes.

L'implication sur la qualité de l'eau (référence section 3.2.3)

- Les algues suspectes

Plusieurs bassins ont montré un développement plus ou moins abondant de genres d'algues dont certaines espèces sont susceptibles de donner mauvais goût et mauvaise odeur à l'eau ou sont indicatrices d'eau polluée (Palmer, 1962). Toutefois, il n'est pas possible de se prononcer avec certitude, les déterminations ayant été limitées au genre. Nous ne pouvons donc qu'attirer l'attention sur une possibilité d'altération de l'eau par la présence de certains genres; le tableau 3-51 présente une telle compilation.

- Les algues indicatrices d'eau polluée

D'après Palmer (1962) certaines espèces d'Euglena, de Nitzschia et de Phacus seraient caractéristiques d'eau polluée.

- Euglena

Des Euglena se sont présentées durant toute la période expérimentale, dans tous les bassins, cependant sporadiquement ou en de très faible quantité dans ceux contenant du sol décapé et dans le témoin. Les nombres les plus élevés se sont rencontrés sur sols 2 et 4 non-décapés (210 et 410) (respectivement 1,050 et 785/ml).

Des Euglena ont été observés les 33e et 82e jour en faible quantité dans la rivière.

- Nitzschia

Cette algue pourrait en outre donner mauvais goût et mauvaise odeur à l'eau (Palmer, 1962).

Elle se retrouve dans tous les échantillons, y compris les bassins témoins et dans la rivière. Elles sont les plus abondan-

TABLEAU 3-51: NOMBRES MAXIMA DE QUELQUES ALGUES SUSPECTES DANS LES DIFFERENTS BASSINS AU COURS DE LA PERIODE EXPERIMENTALE¹

ALGUE	MILIEU									
	Rivière Bulstrode	00	110	120	210	220	310	320	410	420
Euglena	1 (82)	0.2 (5)	$\frac{1,050}{(82)}$	21 (33)	785 (19)	1 (40)	159 (40)	1 (5)	368 (33)	7 (47)
Nitzschia	31 (12)	579 (5)	$\frac{3,243}{(33)}$	617 (19)	754 (82)	263 (89)	$\frac{1,481}{(89)}$	160 (68)	539 (33)	594 (26)
Phacus	-	-	251 (89)	0.8 (33 et 61)	$\frac{1,434}{(40)}$	-	72 (89)	-	222 (61)	0.5 (61)
Dinobryon	1 (47)	5 (19 et 26)	$\frac{250}{(82)}$	37 (68)	4 (61 et 82)	7 (89)	$\frac{224}{(19)}$	37 (89)	94 (19)	10 (82)
Gonium	4 (12)	64 (5)	$\frac{323}{(5)}$	-	65 (5)	19 (5)	-	4 (12)	7 (5)	24 (5)
Pandorina	7 (2)	1 (5)	13 (12)	3 (5)	14 (12)	0.4 (5)	14 (12)	0.4 (5)	59 (12)	1 (5)
Agmenellum	42 (26)	$\frac{250}{(12)}$	7 (5)	4 (12)	1 (12)	$\frac{79}{(5)}$	1 (12)	3 (26 et 33)	5 (26)	7 (5)

¹ Le nombre d'algues est exprimé en nombre d'organismes par ml; le chiffre entre parenthèse représente le jour d'échantillonnage.

tes sur sol 1 et sur sol 3 non-décapés (110 et 310) (respectivement 3,243/ml et 1,434/ml).

. Phacus

La présence de cette algue n'est que sporadique et ne s'est pas manifestée dans tous les bassins. Phacus se rencontre cependant en grande quantité le 40e jour dans le bassin à sol 2 non-décapé (210) (jusqu'à 1,434/ml). Le bassin témoin, les bassins à sols 2 et 3 décapés (220 et 320) et la rivière elle-même en paraissent dépourvus.

- Les algues susceptibles de donner mauvais goût et mauvaise odeur à l'eau

Parmi les algues citées par Palmer (1962) dans cette catégorie, nous avons rencontré: Dinobryon, Gonium, Pandorium et Agmenellum. Le développement de ces algues n'atteint pas celui des algues de la catégorie précédente.

. Gonium et Pandorina

Ces algues sont habituellement présentes en début d'échantillonnage, mais ne persistent que quelques semaines. Leur quantité reste faible. Gonium est plus abondant sur sol 1 non-décapé (110) (323/ml, le 5e jour).

. Agmenellum

A côté d'espèces caractéristiques d'eau pure, le genre Agmenellum possède des espèces pouvant altérer la qualité de l'eau (Palmer, 1962). Ce genre se rencontre partout en faible quantité, mais il est généralement plus abondant et sa présence plus régulière dans les bassins à sol décapés, le témoin (250/ml, le 12e jour) et la rivière. Du 26e au 54e jour, il paraît disparaître dans les bassins à sols non-décapés, mais persiste en petit nombre ailleurs.

. Dinobryon

Le genre Dinobryon s'est manifesté dans tous les bassins. Les quantités sont habituellement faibles sauf dans les bassins à sol marécageux et à sol 3 non-décapés (110 et 310) où elles sont un peu plus élevées (respectivement 250/ml, le 82e jour et 224/ml, le 19e jour). Leur présence paraît cependant plus régulière dans les bassins à sol décapé.

- Les autres algues

Trachelomonas, qui s'est manifesté en très grande quantité sur les sols non-décapés, ne figure pas au nombre des algues pouvant altérer la qualité de l'eau de consommation. Il risque par contre de provoquer l'obstruction des filtres (Palmer, 1962). Aucun renseignement n'a pu être trouvé sur Goniochloris.

- Discussion et conclusion

De toutes les algues citées plus haut, Nitzschia est celle qui se développe le plus régulièrement et en plus grand nombre dans les bassins. Vient ensuite Euglena qui se retrouve également dans tous les milieux mais en nombre moins élevé que Nitzschia. Les nombres maxima de ces algues se retrouvent dans le même bassin, à sol 1 non-décapé (110).

Les autres algues citées se retrouvent soit en quantité beaucoup plus faible, soit sporadiquement. Elles n'ont donc jamais présenté un grand développement pouvant altérer sérieusement par leur seule présence la qualité de l'eau.

3.3.7 Toxicité de l'eau des bassins expérimentaux

Les poissons repêchés dans les bassins expérimentaux (voir tableau 3-5, section 3.2.3) furent étudiés dans le but de déceler les effets qu'aurait pu avoir leur séjour dans les différents milieux. L'examen des écailles au microscope et l'histogramme de fréquence de longueur ont permis de distinguer trois groupes d'âge, dont le plus nombreux était le groupe II. Les résultats viennent de ce groupe de poissons; rappelons qu'il s'agit de différentes populations de Notropis cornutus.

Quant aux quatre habitats que constituaient les bassins 771, 772, 773 et 774, ils ont été comparés du point de vue de leur comportement physico-chimique; pour ce faire, nous avons utilisé la concentration cumulative de chaque paramètre. L'analyse du tableau 3-52 montre que le bassin témoin (772), le bassin contenant les sols décapés (771), de même que la rivière Bulstrode se sont comportés à peu près de la même façon. Par contre, les bassins 773 et 774, où se trouvent des sols non-décapés, avaient des concentrations en azote (N-org, NH_3 , NO_{2-3}), en manganèse, en fer, en carbone organique et en couleur beaucoup plus élevées que celles rencontrées dans les bassins 771 et 772; de plus, la température, le pH et la conductivité étaient légèrement inférieurs à ceux des autres habitats. Les fluctuations de qualité du milieu support sont semblables en fréquence dans chaque bassin mais elles ont été beaucoup plus marquées dans la rivière.

Considérons maintenant l'état des poissons du groupe d'âge II repêchés de chaque milieu¹ (voir tableau 3-53). Pour ceux du bassin 772 (bassin témoin), le coefficient de condition est plus faible que celui des pois-

¹

Nous désirons remercier M. Armand Rousseau, de l'INRS-Eau, pour sa contribution scientifique à l'interprétation des données.

TABEAU 3-52: CARACTERISTIQUES DES POISSONS RECUPERES DES BASSINS EXPERIMENTAUX.

Bassin Expérimental ¹	Longueur moyenne ³ (cm)	Poids moyen ³ (gramme)	Coefficient de condition moyen ^{3,4}
R ²	7.09±.23	5.14±.58	13.19±.40
771	7.60±.13	5.29±.23	12.06±.39
772	7.80±.16	5.88±.38	12.25±.33
773	8.05±.25	7.06±.66	13.34±.45
774	8.08±.20	6.89±.53	12.88±.40

¹ Pour la description de ces bassins, voir

² R indique rivière; les valeurs correspondantes proviennent de poissons prélevés dans la rivière et sacrifiés au début de l'expérience.

³ Intervalle de confiance à 90% sur la moyenne

$$\bar{x} \pm t \sqrt{\frac{S^2}{N}}$$

où

$\bar{x}$ est la moyenne de l'échantillon

S^2 est la variance non biaisée de l'échantillon

N est la taille de l'échantillon

t est la variable de Student correspondant à une probabilité ou dépassement de 5% et à (N-1) degrés de liberté.

⁴ Le coefficient de condition est:

$$\frac{\text{Poids}}{(\text{longueur})^3} \times 1000$$

TABEAU 3-53: CONCENTRATIONS CUMULATIVES¹ APRES 75 JOURS D'EXPERIENCE DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX SERVANT AUX BIO-ESSAIS.

Paramètres	Riv. Bulstrode ³	BASSINS EXPERIMENTAUX ²			
		771	772	773	774
N-NH ₄ , m-mole-jr	.32	.31	.32	1.05	.86
N-NO _{2,3} , "	.64	.08	.08	.44	.19
N-org, "	1.2	1.5	1.6	2.8	3.4
C-org, "	27	32	41	62	74
Couleur, Hazen unit. jr.	1360	668	878	2430	2460
Fe, m-mole-jr	.047	.005	.009	.628	.479
Mn, "	.023	.008	.014	.181	.100
Dureté, "	67	59	62	57	57
Alcalinité, "	56	50	53	50	51
C-inorg, "	99	87	93	91	92
SO ₄ , "	9.8	11.1	11.5	6.4	6.4
Cl, "	9	13	12	12	13
Conduct. µ-mho-jr	12600	12400	12600	11500	11600
Température, deg. jr.	1530	1380	1390	1460	1450

¹ Pour la définition d'une "concentration cumulative", voir le texte (section 3.3.2).

² Pour la description des quatres bassins expérimentaux servant aux bio-essais 771-774 voir le tableau 3-5.

³ Les résultats proviennent des échantillons prélevés dans le bassin central servant au renouvellement journalier des bassins (voir section 3.2.3).

sons (R) de la rivière. Les moyennes (poids, longueur) sont différentes et nous pensons que la croissance a été ralentie à cause d'une sous-alimentation. Quant aux spécimens repêchés du bassin 771 (ensemble de sols décapés), ils ont crû en longueur mais ont maigri par rapport au jour de mise en eau. Leur coefficient de condition, plus faible que celui des poissons de la rivière, pourrait indiquer un apport nutritif insuffisant. Par ailleurs, dans les bassins 773 et 774 (sols non-décapés), les poissons ont eu une croissance normale puisque leur coefficient de condition est identique à celui des poissons de la rivière et que l'augmentation de poids et de longueur apparaît importante.

Autrement dit, malgré les concentrations plus élevées en couleur (3 fois), en manganèse (10-20 fois), en fer (10-60 fois), en N-NH_4 (2-3 fois) et en N-NO_{2-3} (7 fois), il semble que le flux de matière nutritive (C-org, 1.5 fois plus grand; N-org, 2-3 fois plus grand dans les bassins contenant des sols non-décapés) compense en fournissant un milieu support plus favorable à la croissance. De plus, il n'y a aucune différence significative entre la croissance des poissons en milieu aérobie (bassin 774) et celle en milieu dit anaérobie (bassin 773)¹. C'est le signe que la biodégradation en condition anaérobie ne produit pas de métabolites intermédiaires toxiques ou dont la toxicité se manifesterait par une croissance anormale des animaux.

En conclusion, des poissons autochtones omnivores (Notropis cornutus) ont eu une croissance normale durant une période de 57 jours dans les eaux recouvrant les sols du réservoir éventuel.

¹ Des concentrations significativement plus élevées en fer et en manganèse indiquent que la simulation anaérobie était efficace.

CHAPITRE 4

SYNTHESE ET DISCUSSION

Dans le cadre d'une synthèse globale des travaux présentés aux Chapitres 2 et 3, il a été retenu comme objectif, d'une part, 1^o de faire ressortir les résultats les plus pertinents tant sur le plan de la caractérisation du bassin versant de la rivière Bulstrode qu'au niveau de l'étude du décapage du site du réservoir projeté, et d'autre part, 2^o de les confronter avec les objectifs ou thèmes fixés lors de l'élaboration du plan d'étude. En deuxième lieu, en se basant à la fois sur des résultats de la présente étude et sur des données historiques (Chapitre 1), on dégagera 3^o des conclusions générales dans le cas particulier du réservoir de Victoriaville et 4^o on formulera des recommandations pour son aménagement.

4.1 RESUME ET SYNTHESE DES PRINCIPAUX RESULTATS

Pour les fins de synthèse, nous avons regroupé les principaux résultats du projet dans deux tableaux récapitulatifs. Le tableau 4-1 présente les caractéristiques importantes du bassin versant de la rivière Bulstrode et du site du réservoir, alors que les résultats de l'étude du décapage sont groupés dans le tableau 4-2. Signalons que dans les deux cas les critères de sélection employés pour la formulation des tableaux sont orientés vers l'aspect pratique des résultats obtenus.

Les résultats présentés dans le Chapitre 2 (voir tableau 4-1) montrent que le réservoir, tel que conçu, sera peu profond, plutôt chaud en été, exposé aux vents prédominants et peu ou pas stratifié. Le dernier élément de cette description, d'une importance capitale, est basé sur une comparaison entre la profondeur moyenne du réservoir (7 pieds) et la profondeur de la thermocline théorique (15.4 pieds) calculée à partir d'une relation empirique proposée par Patalas (1974). Le réservoir sera alimenté par une rivière dont le bassin versant est peu industrialisé et peu habité, et dont la charge en éléments nutritifs dissous est relativement faible. Le temps de séjour de ces eaux dans le réservoir sera court (<13 jours), sauf en période de sécheresse extrême où il pourrait dépasser 50 jours.

Dans ce contexte, il faut maintenant s'interroger sur l'impact qu'aurait le décapage des sols de la cuvette du réservoir. A cette fin il est utile de

TABLEAU 4-1: CARACTERISATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIERE BULSTRODE ET DU SITE DU FUTUR RESERVOIR
DE VICTORIAVILLE - SYNTHESE DES PRINCIPAUX RESULTATS PRESENTES AUX CHAPITRES 2 ET 3.

secteur / sujet	résultats
1. Utilisation du territoire [2.2.1]	- activités humaines peu importantes, à dominance agricole (% du territoire : 25%). - densité de production des substances nutritives (N,P) sur le territoire faible et inférieure à celles calculées pour des sous-bassins dans le bassin versant de la rivière Yamaska.
2. Climat [2.2.2]	- vents prédominants du sud-est, direction perpendiculaire à l'axe longitudinal du futur réservoir (vitesse moyenne : 11.6 milles à l'heure). - le régime thermique de la rivière, ainsi que le bilan énergétique calculé pour les bassins expérimentaux, laissent entrevoir une température estivale élevée dans le futur réservoir ($\sim 20^{\circ}\text{C}$).
3. Hydrologie [2.2.3]	- débits mensuels minimums : mois de janvier, février, juin, juillet. - temps de séjour moyen des eaux dans le réservoir: $\left\{ \frac{\text{Volume du réservoir}}{\text{Débit journalier moyen}} \right\} \approx 2 \text{ j}$ - temps de séjour des eaux dans le réservoir: $\left\{ \frac{\text{Volume du réservoir}}{\text{Débit minimum garanti pendant 90 j}} \right\}$ période de retour, 2 ans : $\sim 22 \text{ j}$ période de retour, 10 ans : $\sim 56 \text{ j}$
4. Hydrochimie [2.2.4]	- la qualité des eaux atmosphériques démontre que le réservoir n'est pas influencé par une source importante de pollution atmosphérique. - la qualité actuelle de l'eau de la Bulstrode à Victoriaville rencontre habituellement les normes canadiennes pour l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau potable; un traitement conventionnel effectué à l'usine de filtration à Victoriaville permet généralement de rendre ces eaux acceptables pour la consommation. - les concentrations moyennes des éléments nutritifs dissous (NH_4, NO_2, N-org; o-PO_4, P-inorg; C-inorg, C-org) sont relativement faibles, de beaucoup inférieures à celles trouvées dans les eaux de la rivière Yamaska.
5. Pédologie* [3.3.1]	- suivant les résultats d'analyses physico-chimiques, quatre types de sol sont identifiés dans la cuvette du futur réservoir: 2 majeurs (sols 2 et 3, $\sim 80\%$), 2 mineurs (sols 1 et 4, $\sim 20\%$). - en général, le décapage a pour effet de réduire les concentrations en C-organique et en N-organique dans la couche de sol destinée à être en contact direct avec l'eau du réservoir, et d'augmenter les concentrations en P-"assimilable".

* Identification des sols :
 (référence figure 3-8)
 sol 1 - marécage
 sol 2 - alluvions
 sol 3 - alluvions
 sol 4 - sol organique

SECTEUR	RESULTATS
1. qualité physico-chimique des eaux d'immersion - bacs expérimentaux en laboratoire [3.3.2A; 3.3.3]	- l'influence des sols immergés sur la composition des eaux sus-jacentes dépend de: - décapage (non-décapé > décapé) - oxygénation (anaérobie > aérobie) - température (25°C > 1°C) - classement des sols non-décapés selon leur influence sur la composition des eaux d'immersion: - conditions aérobies : 3,4>2>1 - conditions anaérobies : 4>2,3>1 - rendement du décapage selon le type de sol: - conditions aérobies: 3,4>2>1 - conditions anaérobies: 4>2,3>1 - dans les conditions <i>aérobies</i> (25°C ou 1°C), les valeurs observées pour les divers paramètres satisfont aux normes pour l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau potable, même dans les milieux non-décapés. - dans les conditions <i>anaérobies</i> (25°C ou 1°C), les valeurs observées pour plusieurs paramètres (notamment Mn, Fe, NH₄, Couleur) dans les milieux non-décapés dépassent de beaucoup les normes pour l'eau potable; le décapage améliore alors la qualité physico-chimique des eaux sus-jacentes et les ramène à une composition chimique acceptable du point de vue des normes.
2. qualité physico-chimique des eaux d'immersion - bassins expérimentaux sur le terrain [3.3.2B; 3.3.3]	- effets bénéfiques du décapage confirmés, en ce qui concerne la qualité physico-chimique des eaux d'immersion, du moins pour les premiers 120 jours de contact sol-eau. - l'influence des sols immergés sur la composition des eaux sus-jacentes dépend du décapage (non-décapé > décapé); l'écart entre non-décapé et décapé change durant l'immersion mais persiste jusqu'à la fin de l'expérience. - les milieux non-décapés se différencient l'un de l'autre, et de plus ils se distinguent des milieux décapés ou témoins: $\left\{ \begin{array}{l} \text{milieux} \\ \text{non-décapés} \end{array} \right\} \neq \left\{ \begin{array}{l} \text{milieux} \\ \text{décapés} \end{array} \right\} = \left\{ \begin{array}{l} \text{milieux} \\ \text{témoins} \end{array} \right\}$ - classement des sols non-décapés selon leur influence sur la composition des eaux d'immersion: 2>1,3,4 - l'ordre des 3 derniers change selon le paramètre considéré - rendement du décapage selon le type de sol: 2>3>1,4 - l'évolution temporelle de certains paramètres (Fe, Mn, SO₄, NO₃) suggère l'existence de <i>conditions anoxiques transitoires</i> à l'interface eau-sol dans les milieux non-décapés. - substances nutritives (C,N,P): concentrations cumulatives en carbone et en azote généralement plus élevées dans les milieux non-décapés que dans les milieux décapés. - paramètres inclus dans les normes pour l'eau brute servant à l'approvisionnement en eau potable: valeurs observées dans les milieux non-décapés excèdent parfois les normes - Mn : sols 1,2,3 - Fe : sols 2,4 - Couleur : sols 1,2,4

TABLEAU 4-2: ETUDES D'IMMERSION DES SOLS DE LA CUVETTE DU RESERVOIR - SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RESULTATS
PRESENTES AU CHAPITRE 3 (suite).

SECTEUR	RESULTATS
3. potabilité des eaux d'immersion - bassins expérimentaux [3.3.2B; 3.3.4; 3.3.7C]	- le non-décapage conduit à une dégradation de la potabilité des eaux d'immersion (Mn, Fe, couleur). - pour le fer et la couleur, le traitement actuellement employé à l'usine de filtration de Victoriaville permet de ramener ces eaux à une qualité acceptable du point de vue des normes pour l'eau potable. - pour le manganèse, les teneurs observées dans les eaux traitées, et les concentrations élevées auxquelles on pourrait s'attendre dans les eaux du réservoir si ce dernier n'est pas décapé, indiquent un problème potentiel. - plusieurs milieux, en particulier ceux renfermant les sols 1 et 3 non-décapés, montrent un développement plus ou moins abondant d'algues dont certaines espèces sont susceptibles de donner mauvais goût et mauvaise odeur à l'eau. - les sols 2 et 3 non-décapés ont la plus grande influence sur la potabilité des eaux sus-jacentes.
4. productivité biologique des eaux d'immersion - bassins expérimentaux [3.3.5; 3.3.6; 3.3.7]	- le décapage a pour effet de réduire de beaucoup la productivité biologique des eaux d'immersion (voir ci-dessous). ----- - comme indiquée par le nombre de micro-organismes présents et par leur consommation en oxygène dissous, l'activité microbienne est plus importante dans les bassins à sols non-décapés, aussi bien dans les sédiments que dans les eaux sus-jacentes. ----- - selon les mesures du potentiel de fertilité faites en laboratoire, les divers milieux étudiés se rangent ainsi: $\text{non-décapés} \gg \text{décapés} \approx \text{témoin} > \text{rivière}$ $(2 > 3 > 4 > 1)$ $\frac{\text{effet du}}{\text{décapage}}$ $\frac{\text{effet de l'em-}}{\text{ménagement de l'eau}}$ les différences signalées s'accroissent dans le temps (vers l'automne) - selon la densité des populations de phytoplancton, les divers milieux étudiés se rangent ainsi: $\text{non-décapés} \geq \text{témoin} \gg \text{décapés}$ $1 > 2 > 3 \approx 4$ - selon les mesures <i>in situ</i>, la productivité primaire du phytoplancton dans les bassins expérimentaux était limitée par des facteurs physiques (lumière, température) plutôt que chimiques. -----
organismes hétérotrophes (décomposeurs)	
organismes autotrophes (producteurs)	
5. toxicité des eaux d'immersion [3.3.8]	- des poissons autochtones omnivores (<i>Notropis cornutus</i>) ont eu une croissance normale durant une période de 57 jours dans les eaux recouvrant les sols du futur réservoir. - aucune toxicité apparente des eaux sus-jacentes ne s'est manifestée, que les sols soient décapés ou non.

rappeler brièvement les thèmes fixés lors de l'élaboration du plan d'étude, à savoir (tableau 3-1):

Qualité physico-chimique

Influence du décapage sur la qualité physico-chimique de l'eau emmagasinée: accent mis sur le comportement des paramètres physico-chimiques inclus dans les normes pour l'eau potable (ex.: couleur, Mn, Fe, NH_4), de même que sur celui des éléments nutritifs (C, N, P).

Microbiologie

Influence du décapage sur le nombre et le type de micro-organismes présents dans l'eau emmagasinée: accent mis sur l'évolution des bactéries actives dans les transformations du carbone et de l'azote.

Fertilité

Influence du décapage sur la fertilité de l'eau emmagasinée: accent mis sur les mesures susceptibles de mettre en évidence le danger d'une eutrophisation accélérée du réservoir.

Toxicité

Influence du décapage sur la toxicité de l'eau emmagasinée: accent mis sur son effet sur les poissons autochtones.

En confrontant ces thèmes avec les résultats présentés dans le tableau 4-2, on peut d'abord constater que pour des organismes aquatiques autochtones

aucune toxicité ne s'est manifestée, que les sols soient décapés ou non; *ces considérations toxicologiques ne peuvent donc justifier le décapage des sols.* D'autre part, même si la qualité physico-chimique des eaux recouvrant les sols non-décapés montre une détérioration par comparaison avec celle des eaux des milieux décapés ou témoins, le traitement de ces eaux selon le procédé actuellement employé à l'usine de filtration de Victoriaville a permis de les ramener à une qualité acceptable du point de vue des normes relatives à l'eau potable. Comme indiqué dans le tableau 4-2 ainsi que dans la section 3.3.4, seul le manganèse fait exception à cette généralisation et constitue donc un problème potentiel pour lequel le traitement actuel à l'usine de filtration semble inadéquat. Cependant, l'étude de la littérature à ce sujet laisse entrevoir des modifications relativement simples susceptibles de réduire les teneurs en manganèse en deçà de la limite tolérable, si le besoin se fait sentir (Griffin, 1960; Holden, 1970; James, 1971). *On en conclut donc que les effets des sols non-décapés sur la potabilité des eaux sus-jacentes ne peuvent justifier le décapage de la cuvette du futur réservoir.*

Il faut également considérer l'influence des sols immergés sur la productivité biologique des eaux qui les recouvriront, et examiner l'effet qu'aurait le décapage préalable de la cuvette sur cette productivité. Soulignons qu'il s'agit d'une question capitale car les recommandations finales quant au décapage ou non-décapage vont en grande partie en dépendre. Comme nous l'avons déjà mentionné, les effets du décapage sur la potabilité des eaux emmagasinées pourront *renforcer* une décision en faveur du décapage, mais par eux seuls ils ne le justifient pas. A cause de l'importance évidente de la question de la productivité biologique du réservoir, elle sera considérée en détail dans la section suivante.

4.2 PRODUCTIVITE BIOLOGIQUE DU FUTUR RESERVOIR

4.2.1 Généralités

Le métabolisme d'une rivière est normalement orienté vers l'hétérotrophie (Hynes, 1969), les apports allochtones en matière organique étant supérieurs à la production primaire autochtone. Soulignons que cette situation se retrouve davantage dans la partie supérieure d'un bassin versant (ex.: le bassin de la Rivière Bulstrode en amont de Victoriaville), zone de pente appréciable et d'écoulement turbulent, et en conséquence peu propice au développement de producteurs primaires. L'action des organismes hétérotrophes a comme résultat la dégradation de la matière organique et la régénération des éléments nutritifs sous formes minérales. C'est donc souvent une eau riche en éléments nutritifs (c.à d. fertile), riche en décomposeurs (ex.: bactéries, champignons) et pauvre en producteurs primaires, que l'on emmagasine dans un réservoir.

Comme nous l'avons déjà vu dans le Chapitre 1 (section 1.1), la création d'un réservoir implique, presque sans exception, une productivité biologique accrue. Il s'agit ici d'une comparaison entre la productivité biologique du réservoir et celle de la rivière avant la création du nouveau plan d'eau: le réservoir supporte une biomasse¹ plus grande, du moins durant ses premières années d'existence. Comme principal facteur physique responsable de cette augmentation, signalons les changements hydrodynamiques occasionnés par le ralentissement des eaux courantes. D'une part, la diminution de turbidité habituellement observée (voir tableau 1-1) implique une plus grande pénétration de lumière et donc une plus grande disponibilité de l'énergie lumineuse nécessaire au métabolisme photo-autotrophe. D'autre part, la réduction de la turbulence de l'écoulement et l'établissement d'un régime hydraulique plus régulier permettent le développement d'une flore aquatique plus diversifiée, plus abondante et plus stable. Les changements hydrodynamiques favorisent donc la production primaire, avec des conséquences évidentes pour

¹ biomasse = Σ (producteurs primaires + consommateurs + décomposeurs)

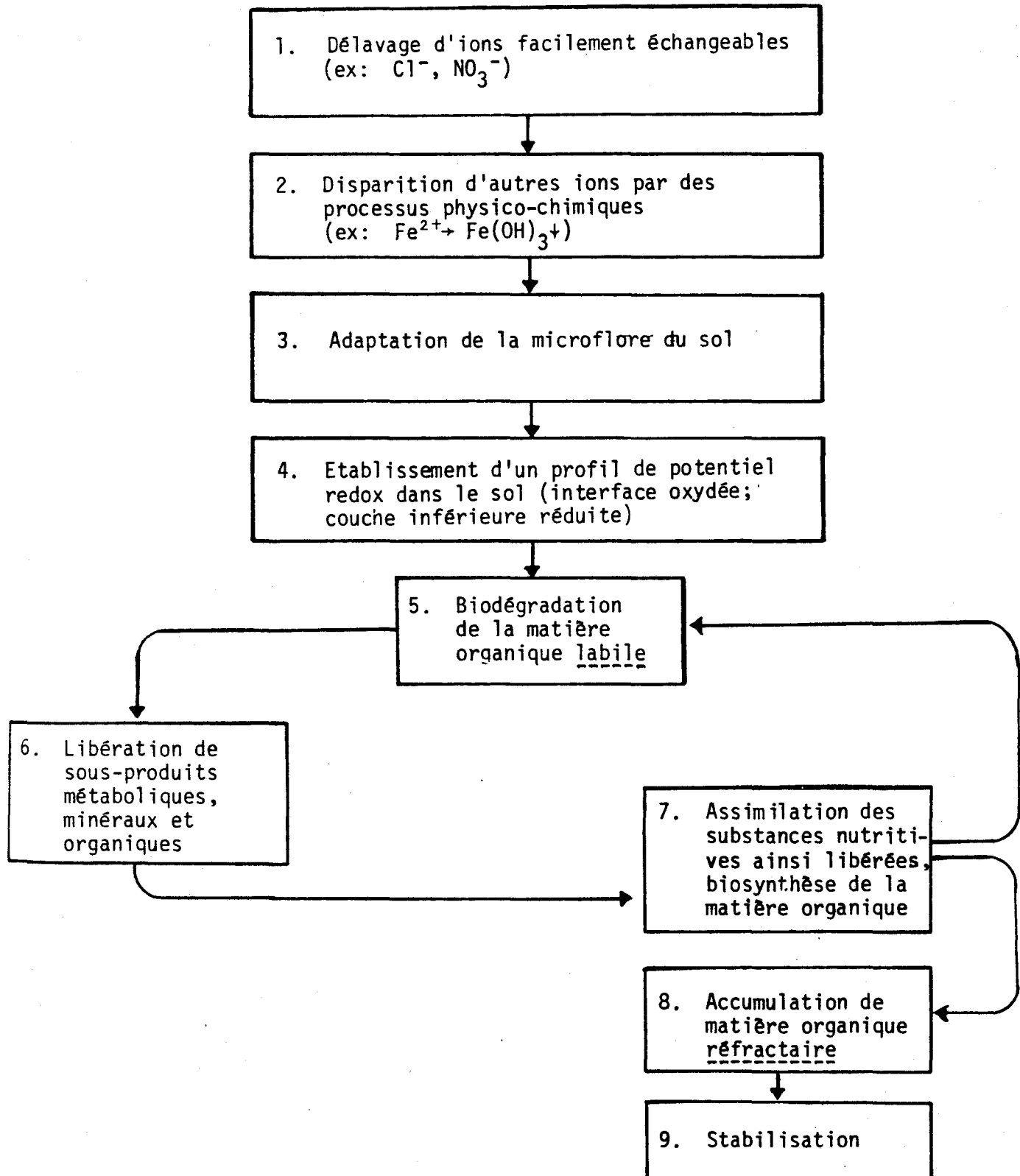
les autres niveaux trophiques, les consommateurs et les décomposeurs. Le temps de renouvellement hydraulique du réservoir, ou le temps moyen de séjour des eaux dans le réservoir, contrôlera l'ampleur de ces effets d'emmagasinement (Straskraba, 1973; Dillon, 1975). Qualitativement, plus ce temps est long, plus il y a de chances que la fertilité réelle du réservoir se rapproche de la fertilité potentielle des eaux de rivière (dans un tel cas, les effets d'emmagasinement seraient maximums).

Selon le raisonnement décrit ci-haut, les eaux d'un réservoir seraient plus productives que les eaux de remplissage *même* sans contribution des terres inondées. Pourtant, l'inondation d'un sol non-décapé implique la libération d'éléments nutritifs, aussi bien sous forme organique qu'à l'état minéral (étapes 5 et 6 dans la séquence décrite dans le tableau 4-3). Les substances chimiques ainsi libérées viendront s'ajouter aux apports amenés par la rivière, ce qui risque de stimuler davantage l'activité biologique dans le réservoir. Avec le temps, par suite du délavage des sols submergés, de la décomposition de la matière organique labile et de l'envasement du fond, l'influence des sols originaux s'atténue (cf. section 1.2, phénomène de stabilisation: figure 1-1, tableau 1-2). Les plans d'eau peu profonds semblent particulièrement sensibles à l'influence initiale des sols immergés (Anon, 1890; Stearns, 1890; Jackson, 1916; Fair et al., 1966). Ceci est d'ailleurs raisonnable compte tenu de la relation directe entre la profondeur moyenne d'un réservoir et le rapport {volume d'eau stockée/surface inondée}: à mesure que la profondeur diminue, le volume d'eau disponible pour diluer les produits libérés du sol diminue. De même, le vent a une plus grande importance lorsque la profondeur est faible; il favorise le développement de courants à l'interface eau-sol et peut ainsi accélérer les taux d'échange à cette interface (Lee, 1970).

4.2.2 Substances nutritives: échanges sol-eau

Afin d'évaluer l'effet des éléments nutritifs relâchés des sols et de la végétation de la cuvette du réservoir de Victoriaville sur la fertilité des eaux sus-jacentes, il convient de comparer les apports provenant du

TABEAU 4-3: SCHEMA SOMMAIRE DES EVENEMENTS SUIVANT L'INONDATION D'UN SOL (CONDITIONS AEROBIES DANS L'EAU SUS-JACENTE).



fond du réservoir avec ceux transportés par la rivière (cf. Maystrenko et Denisova, 1972: voir section 1.2 du Chapitre 1). Pour calculer les taux d'échange en substances nutritives entre les sols submergés et l'eau sus-jacente, nous avons employé les données physico-chimiques pour l'eau des divers bassins expérimentaux (section 3.3.2B). En comparant les concentrations mesurées dans des échantillons prélevés à des dates d'échantillonnage successives, tout en tenant compte du renouvellement d'eau qui s'est produit entre les prélèvements, il a été possible de calculer des bilans pour les différentes formes d'azote (N-NH_4 , N-NO_2 , N-org) ainsi que pour le carbone organique. Signalons que ces bilans ne tiennent compte que des formes dissoutes de ces éléments. Les résultats de ce calcul, rendant compte de la période initiale d'immersion (82 jours), sont groupés dans le tableau 4-4.

Considérant d'abord les résultats pour les sols non-décapés, on note que l'échange net des substances azotées ou carbonées se produit vers l'eau sus-jacente, comme d'ailleurs on aurait pu anticiper. Le sol 2 se distingue, ses taux d'échange étant jusqu'à 5 fois plus grands que ceux observés pour les autres sols non-décapés. Les taux d'échange observés pour les sols de Victoriaville sont modérés par comparaison à ceux cités dans la littérature (voir tableau 4-5): en général ils sont plus grands que ceux trouvés par Maystrenko et Denisova (1972), mais plus petits que ceux calculés par Burdick et Parker (1971). Mentionnons enfin que les taux d'échange pour les sols décapés sont nettement inférieurs à ceux observés pour les échantillons de la couche superficielle du sol (voire même négatifs, dans certains cas).

En tenant compte à la fois de la superficie de la cuvette ($10 \times 10^6 \text{pi}^2$; $9.29 \times 10^5 \text{m}^2$), des superficies relatives des sols qui s'y trouvent (cf. section 3.3.1: sol 1, 2%; sol 2, 48%; sol 3, 33%; sol 4, 17%) et des taux d'échange calculés pour chaque sol non-décapé (tableau 4-4), on peut estimer les apports en azote et en carbone qui proviendraient du fond du réservoir, pendant la période initiale d'immersion, si on ne le décapait pas au préalable. Les résultats de ce calcul sont présentés dans le tableau 4-6; pour fins de comparaison, on y trouve éga-

TABLEAU 4-4: BASSINS EXPERIMENTAUX - BILANS JOURNALIERS MOYENS
POUR L'ECHANGE DE SUBSTANCES NUTRITIVES ENTRE LES
SOLS IMMERGES ET L'EAU SUS-JACENTE¹

PARAMETRE ²	SOL 1		SOL 2		SOL 3		SOL 4		(TEMOIN)
	non-décapé	décapé	non-décapé	décapé	non-décapé	décapé	non-décapé	décapé	
N-NH ₄	1.64	.35	6.70	.04	2.90	.04	2.56	.86	(- .35)
N-NO _{2,3}	- .24	.30	.37	- .14	.26	- .12	- .26	.06	(-1.73)
N-inorg.	1.40	.65	7.07	- .10	3.16	- .08	2.30	.92	(-2.08)
N-org.	8.04	1.96	12.15	.81	7.17	- .50	8.27	4.85	(+ .06)
N-total	9.44	2.61	19.22	.71	10.33	- .58	10.57	5.77	(-2.02)
C-org.	103	5	221	-33	102	-35	155	52	(63)

¹ Les bilans, exprimés en $\text{mg m}^{-2} \text{j}^{-1}$, ont été calculés pour la période du 5 juillet au 24 septembre 1973 (82 jours). Une valeur positive implique une libération à partir du sol; une valeur négative implique un échange net vers le sol. Toutes les valeurs ont été "corrigées" par soustraction des valeurs obtenues pour les bassins témoins (voir dernière colonne).

² Les bilans ont été calculés pour les formes dissoutes des divers éléments nutritifs.

TABEAU 4-5: COMPARAISON DES TAUX D'ÉCHANGE OBSERVÉS
DANS LES BASSINS EXPÉRIMENTAUX AVEC
CEUX TROUVÉS DANS LA LITTÉRATURE

Type d'échantillon	Conditions expérimentales	Durée d'immersion	Paramètre	Taux d'échange ($\text{mg m}^{-2} \text{j}^{-1}$) intervalle moyenne		Référence
divers sols	en laboratoire, aérobie	1-2 ans	N-NH ₄ N-NO ₂₋₃ N-inorg. N-org. P-total C-org.	0.3 à 2.5 0.1 à 1.1 0.8 à 2.8 1.0 à 3.8 0.08 à 0.54 2.5 à 27.6	1.1 0.5 1.7 2.0 0.2 11.7	Maystrenko et Denisova (1972)
divers sols	en laboratoire, aérobie	130 j.	N-inorg. P-ortho.	5.4 à 21.6 0 à 8.5	13.9 4.1	Burdick et Parker (1971)
sols, végétation naturelle	in situ, hypolimnion d'un nouveau réservoir, anaérobie	215 j.	N-inorg. P-ortho.	- -	71 50	Burdick et Parker (1971)
sols non-décapés	bassins expérimentaux, oxygénation variable	82 j.	N-NH ₄ N-NO ₂₋₃ N-inorg. N-org. C-org.	1.6 à 6.7 -0.3 à 0.4 1.4 à 7.1 7.2 à 12.2 102 à 221	3.5 0.03 3.5 8.9 145	cette étude
sols décapés	bassins expérimentaux, aérobie	82 j.	N-NH ₄ N-NO ₂₋₃ N-inorg. N-org. C-org.	0 à 0.9 -0.1 à 0.3 -0.1 à 0.9 -0.5 à 4.9 -35 à 52	0.3 0.03 0.3 1.8 -3	cette étude

TABLEAU 4-6: RESERVOIR VICTORIAVILLE - CONTRIBUTIONS RELATIVES
EN SUBSTANCES NUTRITIVES (PERIODE ESTIVALE HUMIDE)

Paramètre ¹	Rivière Bulstrode ²		Précipitation		Sol 1		Sol 2		Sol 3		Sol 4		Σ Sols		Total (kg j ⁻¹)
	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	
N-NH ₄	38	88	.86	2.0	.03	.1	2.99	6.9	.89	2.1	.40	.9	4.31	10.0	43.2
N-NO ₂₋₃	98	98.7	1.08	1.1	.00	-	.16	.2	.08	.1	.04	-	.20	.2	99.3
N-inorg.	136	95.5	1.94	1.4	.03	-	3.15	2.2	.97	.7	.36	.3	4.51	3.2	142.5
N-org.	141	93.4	.90	.6	.15	.1	5.42	3.6	2.20	1.5	1.31	.9	9.08	6.0	151.0
N-total	277	94.4	2.84	1.0	.18	.1	8.57	2.9	3.17	1.1	1.67	.6	13.59	4.6	293.4
C-org.	2850	94.8	- ⁴		2	.1	99	3.3	31	1.0	24	.8	156	5.2	3006
P-inorg.	<8.5 ³		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		

¹ Les contributions relatives, exprimées en kg j⁻¹, ne tiennent compte que des formes dissoutes des divers éléments nutritifs.

² La charge journalière moyenne de la rivière a été calculée à partir du débit moyen durant la période du 1er juillet au 30 septembre 1973 (228.7 x 132/139 pi³ sec⁻¹), et des concentrations moyennes pondérées pour tous les débits (voir Appendice 3, tableau 4).

³ Une limite supérieure a été fixée en tenant compte de la limite de détection pour le phosphore (<0.016 µg P l⁻¹).

⁴ Données non disponibles.

lement la charge moyenne de la rivière Bulstrode calculée pour l'été 1973, de même que les apports imputables à la pluie et aux retombées sèches tombant directement sur le réservoir.

Malgré la nature approximative des résultats figurant au tableau 4-6, il ressort clairement que la contribution relative de la rivière en azote et carbone est prédominante (88 - 99%); elle dépasse de beaucoup les apports susceptibles d'être libérés du fond du réservoir. Signalons cependant que la charge moyenne de la rivière Bulstrode pour l'été 1973 (colonne 2), calculée à partir du débit moyen ($217 \text{ pi}^3\text{sec}^{-1}$) durant la période du 1er juillet au 30 septembre, semble plutôt élevée. En effet, selon l'étude statistique des débits de la Bulstrode (MRN, 1971), le débit médian pour une période de 90 jours est de l'ordre de $37 \text{ pi}^3\text{sec}^{-1}$, soit environ 1/6 du débit moyen observé pendant la période étudiée. D'après les résultats de l'analyse des relations entre le débit et les concentrations en substances nutritives (voir la section 2.2.4 et l'Appendice 3), la réduction du débit par un tel facteur (1/6) n'entraînerait pas d'augmentation proportionnelle des concentrations. En d'autres termes, pendant un été "normal", plus sec que celui de 1973, la charge de la rivière Bulstrode en éléments nutritifs serait inférieure à celle figurant au tableau 4-6, et la contribution relative de la rivière aux apports totaux serait moindre. A titre d'exemple, les parts relatives de la rivière, des sols immergés et de la précipitation ont été recalculées (tableau 4-7) en supposant une réduction arbitraire (9/10) du débit de la rivière et de la quantité de précipitation, sans pour autant modifier les concentrations. Ces résultats hypothétiques, simulant une sécheresse estivale prolongée, montrent que la contribution des sols en carbone et en azote deviendrait significative advenant de telles conditions.

A cause de l'absence de données pour la concentration en phosphore dans l'eau des bassins expérimentaux ou dans l'eau de la rivière¹, *nous ne pouvons estimer la contribution relative des sols pour cet élément*. Cette absence de données quantitatives pour les échanges de phosphore est particulièrement inopportune, vu les résultats des expériences visant à identifier le facteur

¹ Voir section 3.3.2B: le phosphore était presque toujours en deça de la limite de détection de la méthode analytique employée ($< 16 \mu\text{g P l}^{-1}$), ce qui exclut évidemment le calcul de bilans pour cet élément.

TABLEAU 4-7: RESERVOIR VICTORIAVILLE - CONTRIBUTIONS RELATIVES
EN SUBSTANCES NUTRITIVES (PERIODE ESTIVALE SECHE)

Paramètre ¹	Rivière Bulstrode ²		Précipitation		Sol 1		Sol 2		Sol 3		Sol 4		Σ Sols		Total (kg j ⁻¹)
	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	kg j ⁻¹	%	
N-NH ₄	3.8	46.4	0.086	1.0	0.03	0.3	2.99	36.5	0.89	11.0	0.40	4.8	4.31	52.6	8.20
N-NO ₂₋₃	9.8	97.0	0.108	1.1	-	-	0.16	1.6	0.08	0.8	-0.04	-0.4	0.20	2.0	10.11
N-inorg.	13.6	74.3	0.194	1.1	0.03	0.1	3.15	17.2	0.97	5.3	0.36	2.0	4.51	24.6	18.30
N-org.	14.1	60.6	0.090	0.4	0.15	0.6	5.42	23.3	2.20	9.5	1.31	5.6	9.08	39.0	23.27
N-total	27.7	66.7	0.284	0.7	0.18	0.4	8.57	20.6	3.17	7.6	1.67	4.0	13.59	32.6	41.54
C-org.	285	64.6	- ⁴		2	0.5	99	22.5	31	7.0	24	5.4	156	35.4	441
P-inorg.	<0.85 ³		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		- ⁴		

¹ Les contributions relatives, exprimées en kg j⁻¹, ne tiennent compte que des formes dissoutes des divers éléments nutritifs.

² La charge journalière moyenne de la rivière a été calculée à partir d'un débit moyen de 21.7 pi³ sec⁻¹ (soit 1/10 du débit moyen observé durant la période du 1er juillet au 30 septembre 1973) et des concentrations moyennes calculées pour cette même période.

³ Une limite supérieure a été fixée en tenant compte de la limite de détection pour le phosphore (<0.016 µg P l⁻¹).

⁴ Données non disponibles.

chimique pouvant limiter la fertilité de l'eau de la rivière Bulstrode. Comme le démontre le tableau 4-8, ces expériences mettaient justement en évidence une stimulation de la fertilité par ajouts de phosphore mais non pas par ajouts d'azote. Par conséquent, il faudra se méfier de la conclusion séduisante à laquelle les résultats présentés dans le tableau 4-6 nous mènent, à savoir que les sols non-décapés n'auraient pas d'effet significatif sur la production biologique du futur réservoir. En effet, les résultats biologiques résumés dans la section suivante nous portent à la conclusion contraire!

4.2.3 Substances nutritives: disponibilité biologique

Organismes autotrophes

Pour évaluer la disponibilité biologique des éléments nutritifs *inorganiques* dans les eaux d'immersion, on dispose des valeurs du potentiel de fertilité mesurées sur l'eau des divers bassins expérimentaux, et de données relatives au nombre d'algues microscopiques qui s'y développaient. Le potentiel de fertilité d'un milieu donné constitue une mesure intégratrice de la disponibilité de l'élément (ou des éléments) nutritif (s) pouvant limiter la production primaire. Cependant, ce paramètre dépend à la fois du taux de libération de ces éléments, et de la vitesse à laquelle ils sont prélevés par les organismes présents. Afin de minimiser cette complication on comparera ici les mesures de potentiel de fertilité faites sur les échantillons d'eau prélevés en automne (le 5 octobre 1973, après 92 jours d'immersion), période à laquelle l'assimilation d'éléments nutritifs par le biota devrait ralentir (voir section 3.3.6 A). D'autre part, le dénombrement des algues microscopiques et l'étude de leur dynamique permettraient normalement d'évaluer l'utilisation *in situ* des éléments nutritifs par le phytoplancton. Toutefois, des mesures du facteur chimique limitant la production primaire *in situ* ont suggéré que la production du phytoplancton dans les bassins expérimentaux était limitée par un facteur physique (ex.: turbidité ou température) plutôt que chimique (voir section 3.3.6A); l'abondance de phytoplancton dans les bassins ne peut donc être considérée comme indice valable de la fertilité des eaux d'immersion. Par conséquent, pour évaluer la quantité d'éléments nutritifs libérés dans les divers milieux, on ne tiendra compte que des mesures de potentiel de fertilité.

TABLEAU 4-8: DETERMINATION DU FACTEUR CHIMIQUE
POUVANT LIMITER LA FERTILITE DE
L'EAU DE LA RIVIERE BULSTRODE

Date de prélèvement	Potentiel de fertilité ¹	Coefficient de stimulation ²		
		N	P	N + P
11-07-73	61	-	-	-
09-08-73	12	-	-	-
28-08-73	11	-	-	-
01-04-74	68	-	-	-
02-07-74	52	1.1	17.5	59.1
29-07-74	171	1.1	4.6	11.9
26-08-74	72	1.0	1.9	7.1
23-09-74	112	1.1	8.6	47.3

¹ Ces valeurs, exprimées en nombre de cellules
algales par μl , représentent des moyennes
calculées à partir de trois mesures pour
l'échantillon nature, sans ajout.

² Pour les détails du protocole visant à établir
le facteur limitant, voir section 3.2.3:
N = échantillon enrichi d'azote;
P = échantillon enrichi de phosphore;
N + P = échantillon enrichi d'azote et de phosphore.
Le coefficient de stimulation = $\frac{\text{nombre d'algues avec ajout}}{\text{nombre d'algues sans ajout}}$

Examinons d'abord les milieux décapés: comme le démontre la figure 4-1 (reproduite de la figure 3-26, déjà présentée), il existe peu de différences entre la valeur du potentiel de fertilité pour le milieu témoin (sans sol) et celles pour les milieux renfermant du sol décapé. On en conclut que le contact avec les sols décapés n'augmentera pas la fertilité de l'eau de la rivière Bulstrode. *En d'autres termes, advenant un décapage des sols de la cuvette, les apports amenés par la rivière détermineraient la limite supérieure que pourrait atteindre la productivité primaire du réservoir.*

Considérant maintenant les milieux non-décapés, on note que les valeurs du potentiel de fertilité pour ces milieux sont nettement supérieures à celle observée pour les bassins témoins (figure 4-1). Il s'ensuit que les sols non-décapés ont contribué à une disponibilité accrue d'éléments nutritifs dans les eaux sus-jacentes. Une analyse statistique sommaire portant sur des sous-populations sensiblement homogènes (soit sur l'ensemble des milieux non-décapés, soit sur le regroupement des milieux décapés plus les milieux témoins), ne montre aucune corrélation significative entre les valeurs de potentiel de fertilité et les concentrations en azote (N-NH_4 , N-NO_{2-3}). Les variations des concentrations en azote ne peuvent donc expliquer les différences de potentiel de fertilité notées entre les milieux décapés et les milieux non-décapés. Vu le rôle du phosphore comme facteur chimique pouvant limiter la production primaire dans l'eau de la Bulstrode (voir section 4.2.2), il nous semble probable que l'effet stimulant des sols non-décapés résulte d'une libération de phosphore sous forme disponible¹. *Sans décapage des sols de la cuvette du réservoir, on assistera à une augmentation importante de la fertilité des eaux emmagasinées.*

¹ A partir des valeurs maximums de potentiel de fertilité observées dans les milieux non décapés (310 à 800 x 10³ algues/ml selon la figure 4-1), on peut estimer les concentrations en phosphore disponible dans ces milieux: les concentrations ainsi obtenues, de 7 à 19 µg P l⁻¹, sont proches de ou inférieures à la limite de détection de la méthode analytique employée (16 µg P l⁻¹), ce qui explique le fait que l'on n'a pas décelé d'augmentations de concentration en phosphore par moyens chimiques.

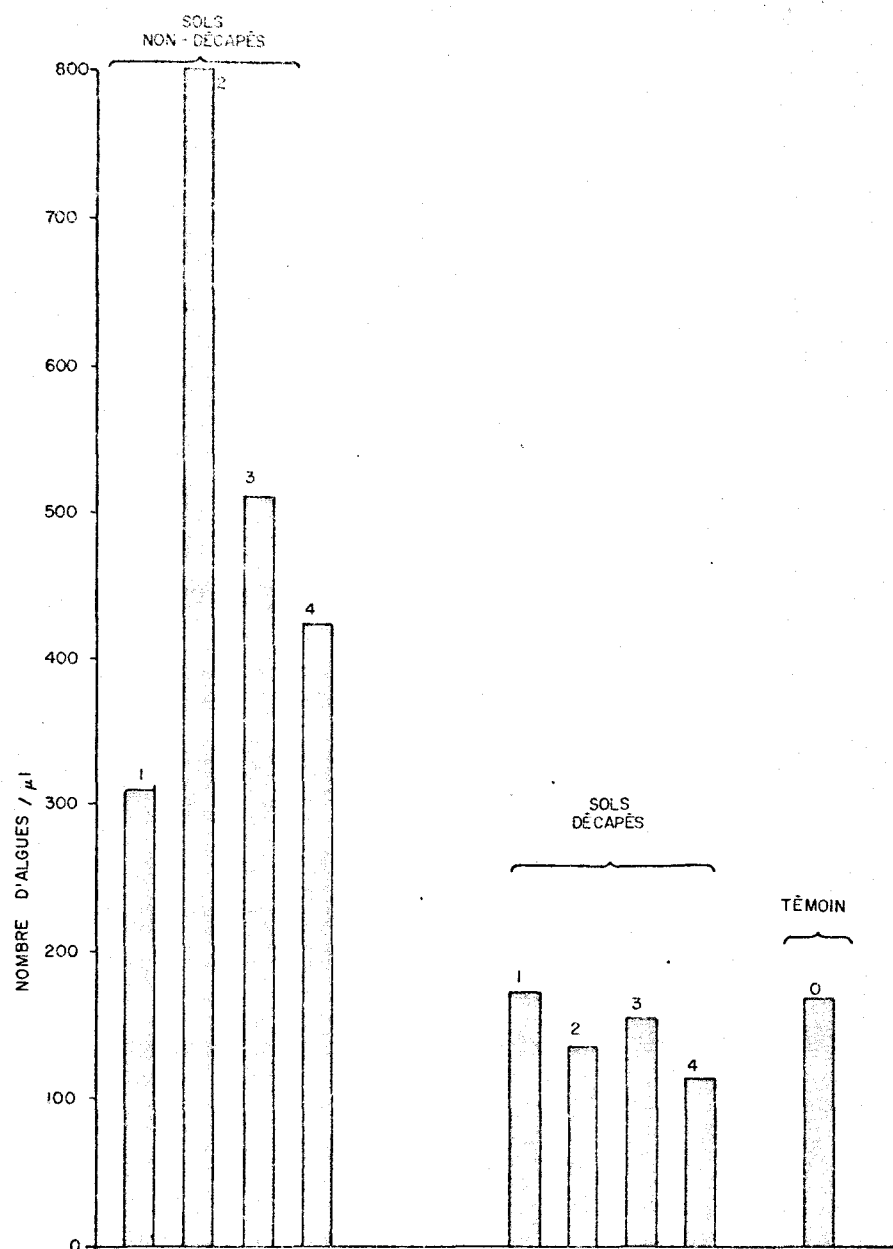


FIG. 4.1 . Comparaison du potentiel de fertilité de l'eau des divers bassins expérimentaux après 92 jours (le 5 octobre 1973)

Organismes hétérotrophes

Pour évaluer la disponibilité biologique des substances nutritives *organiques* dans les eaux d'immersion, on dispose de données relatives au nombre de microorganismes qui s'y développaient, et de quelques mesures des teneurs ou de la consommation en oxygène dissous (voir section 3.3.5). Les résultats des analyses microbiologiques ont démontré que les bassins expérimentaux renfermant du sol décapé supportaient des populations microbiennes semblables à celles trouvées dans les bassins témoins, alors que les milieux non-décapés soutenaient des populations nettement supérieures (tableau 4-9). En accord avec cette indication d'une plus grande disponibilité de matière organique nutritive dans ces derniers milieux, et d'une activité microbienne plus importante, on y a mesuré des concentrations en oxygène dissous inférieures à celles qui prévalaient dans les milieux décapés ou témoins. D'ailleurs, les demandes benthiques en oxygène exercées par les différents sols non-décapés se sont révélées nettement plus grandes que celles observées dans les milieux décapés correspondants. *En d'autres termes, advenant un décapage des sols de la cuvette, l'emmagasiner de l'eau de la Bulstrode en contact avec les sols décapés n'augmenterait pas sa teneur en matière organique dégradable. Par contre, le stockage de l'eau de la rivière en contact avec les sols non-décapés donnerait lieu, du moins à court terme, à une hausse appréciable des concentrations en substances nutritives organiques, ce qui entraînerait nécessairement une augmentation de l'activité microbienne dans l'eau et dans les sédiments et une consommation accrue d'oxygène.*

En résumé, même si le calcul des échanges en azote et en carbone (section 4.2.2) indique un rôle peu important pour les sols immergés, les données biologiques présentées dans la présente section montrent clairement que les sols non-décapés ont une grande influence sur la disponibilité biologique des éléments nutritifs dans les eaux sus-jacentes, aussi bien pour les organismes hétérotrophes que pour les organismes autotrophes.

TABLEAU 4-9: BASSINS EXPERIMENTAUX - INFLUENCE
DES SÔLS SUR LE DEVELOPPEMENT DE
LA MICROFLORE TOTALE

Milieu		Moyenne arithmétique des nombres totaux de microorganismes ($\times 10^4$)	Rapport $\left\{ \frac{\text{milieu avec sol}}{\text{milieu témoin}} \right\}$
Non-décapé	11	4.5	1.3
	21	3600	1050
	31	11.1	3.2
	41	10.2	2.9
Décapé	12	2.7	0.8
	22	2.2	0.6
	32	7.5	2.2
	42	3.0	0.9
Témoin	00	3.4	

4.2.4 Comportement biologique du futur réservoir

Dans la section précédente (4.2.3), on a démontré que le décapage de la cuvette du réservoir aurait pour effet d'atténuer l'influence des sols submergés sur la production biologique des eaux sus-jacentes; la limite supérieure que pourrait atteindre la production primaire dans le réservoir serait alors déterminée par les apports allochtones en éléments nutritifs. En effet, la disponibilité biologique d'éléments nutritifs minéraux dans les bassins décapés et témoins, telle que reflétée par les mesures automnales du potentiel de fertilité, se rapproche de celles qui caractérisent les lacs de productivité modérée (voir tableau 4-10). Par contre, la présence de sols non-décapés au fond du réservoir entraînerait une disponibilité accrue d'éléments nutritifs. Les valeurs automnales de potentiel de fertilité mesurées dans les bassins expérimentaux contenant du sol non-décapé, nettement plus grandes que celles des milieux décapés ou témoins, ressemblent à celles typiquement rencontrées pour les lacs ayant une productivité élevée (voir tableau 4-10).

Dans le but de prévoir le comportement biologique du futur réservoir, considérons maintenant la transposition des résultats obtenus avec les bassins expérimentaux contenant du sol non-décapé. Les plus importantes différences entre ces bassins et le futur réservoir, celles qui auront une influence prédominante sur le comportement biologique du réservoir, sont énumérées dans le tableau 4-11. Bien que les tendances indiquées dans ce tableau ne soient que qualitatives, et que les changements anticipés s'opposent parfois, on croit que l'effet de dilution sera prédominant, et que l'influence des sols sera moindre dans le réservoir qu'elle ne le fut dans les bassins expérimentaux. Les données disponibles ne permettent pas d'évaluer cette atténuation avec précision, mais on peut en fixer une limite supérieure en considérant seulement l'effet de dilution (tableau 4-11, facteur profondeur). Un tel calcul¹ montre que la profondeur accrue du réservoir aurait pour effet la diminution de la valeur du potentiel de fertilité de 630 à 410 algues/ μ l; soulignons que cette dernière valeur, qui re-

¹ Voir page 271

TABEAU 4-10: COMPARAISON DES VALEURS DE POTENTIEL DE FERTILITE MESUREES DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX AVEC CELLES MESUREES DANS LE MILIEU

Lieu	Période ¹	Potentiel de fertilité (algues/μl)	Référence
Bassins expérimentaux - milieux non-décapés - milieux décapés ou témoins	automne	300 - 800	ce projet
	automne	115 - 190	
Rivière Bulstrode (à Victoriaville)	automne moyenne annuelle (8)	70 - 110 70	ce projet
Lac Waterloo (centre)	printemps	395	MRN-Qualité (1975)
Lac Brome (centre)	printemps	180	MRN-Qualité (1975)
Lac Boivin (entrée)	février → août (22)	860	INRS-Eau (1975)
Lacs			Miller <i>et al.</i> (1974) ²
- productivité faible	-	1 - 8	
- productivité moyenne	-	9 - 70	
- productivité modérément élevée	-	71 - 520	
- productivité élevée	-	>520	

¹ Le chiffre donné entre parenthèses correspond au nombre de prélèvements.

² Les valeurs suggérées par Miller *et al.*, exprimées en mg l⁻¹ (poids sec), ont été transformées selon la relation 1 mg l⁻¹ ≈ 90 algues μl⁻¹ afin de faciliter la comparaison avec les autres résultats.

TABLEAU 4-11: ENUMERATION DES DIFFERENCES IMPORTANTES ENTRE LES BASSINS EXPERIMENTAUX ET LE FUTUR RESERVOIR.

Facteur	Changement anticipé (bassins → réservoir)	Effet sur la production primaire	Remarques
1. Profondeur	augmente (3.5 pi→7 pi) mais demeure inférieure à la thermocline théorique	- +	Dilution par l'eau de la rivière des apports provenant des sols Zone euphotique plus grande
2. Température estivale	diminue légèrement (2 à 3° C) et fluctue moins	- +	Taux métaboliques réduits de 10-15%
3. Exposition aux vents, brassage des eaux	augmente	+ -	Accélération des échanges sédiments → eau Meilleure oxygénation des sédiments du fond; réduction de la vitesse des échanges sédiments → eau
4. Turbidité	?	- +	Brassage accru pourrait entraîner une augmentation de la turbidité minérale, produite par la mise en suspension des matériaux constituant le substrat, ce qui diminuera la production primaire. Concurremment, la turbidité organique, causée par les organismes biologiques en suspension et leurs détrit- us, risque de diminuer (voir effet de dilution, ci-haut).

présente un estimé optimiste, se trouve néanmoins à l'intérieur de la gamme de valeurs (71 à 520 algues/ μ l) trouvée par Miller et al. (1974) aux Etats-Unis pour les lacs de productivité modérément élevée (voir tableau 4-10). En d'autres termes, *malgré une certaine atténuation de l'influence des sols non-décapés dans le futur réservoir, cette influence y demeurera importante.*

Considérons maintenant la forme que prendra la production primaire dans le réservoir. Trois classes de producteurs primaires s'identifient: le phytoplancton, les macrophytes immergés ou émergents, et les algues attachées (une flore épipélrique, vivant sur les sédiments mous; une flore épilithique, quand le sédiment est rocheux; une flore épiphyte, quand le substrat est constitué de plantes supérieures). L'abondance relative de chacune de ces classes dépendra à la fois de la fertilité des eaux du réservoir (voir figure 4-2) et de facteurs physiques tels que la morphologie du réservoir, la nature des sédiments du fond, la turbulence et la turbidité.

Dans la cuvette naturelle (c. à d., non-décapée) du réservoir Victoriaville, il existe de grandes superficies où la profondeur de l'eau serait inférieure à 6 pieds (cote > 416.5); comme le démontre la figure 4-3, ces zones sont éloignées du cours d'eau et donc à l'abri des courants que provoquera l'entrée d'eau de la rivière Bulstrode dans le réservoir. Cette faible profondeur, la quasi-stagnation de l'eau, la stabilité du substrat et sa nature organique, de même que la fertilité appréciable des eaux sus-jacentes sont tous des facteurs qui favoriseraient le développement de macrophytes émergents et immergés. Le lac Boivin, qui sert à l'alimentation en eau de la ville de Granby, est un exemple d'un tel écosystème: les eaux sont fertiles, peu profondes, presque stagnantes en étiage et sont reconnues pour l'abondance des macrophytes qu'elles supportent. Mentionnons aussi que la présence de plantes aquatiques supérieures contribuerait à augmenter la rétention d'éléments nutritifs dans le réservoir, et à accélérer la progression de celui-ci vers l'eutrophie.

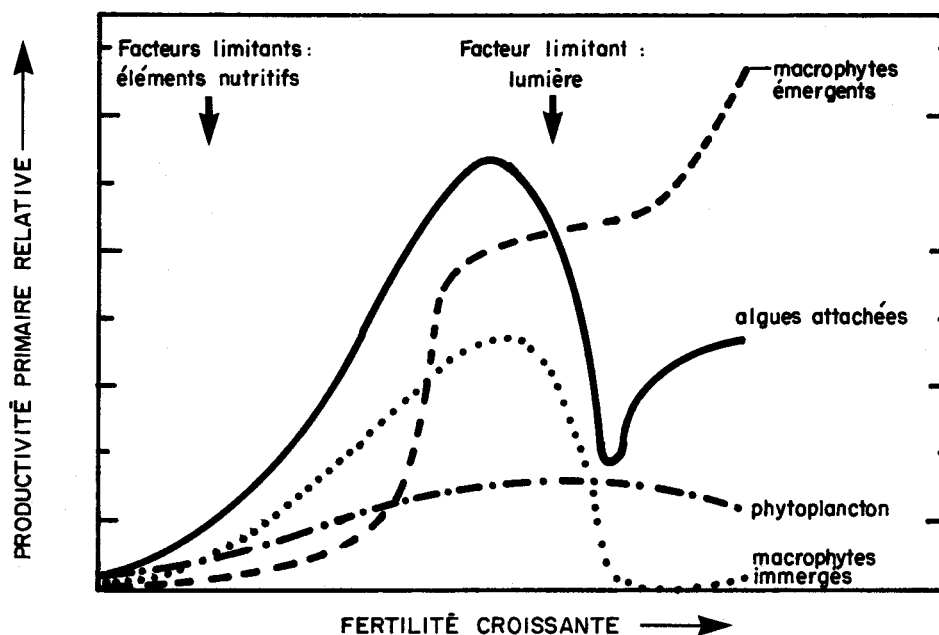


Fig. 4. 2 . Productivité primaire relative de macrophytes émergents, de macrophytes immergés, d'algues attachées et de phytoplancton dans des écosystèmes lacustres de fertilité croissante (d'après Wetzel et Rich, 1973) .

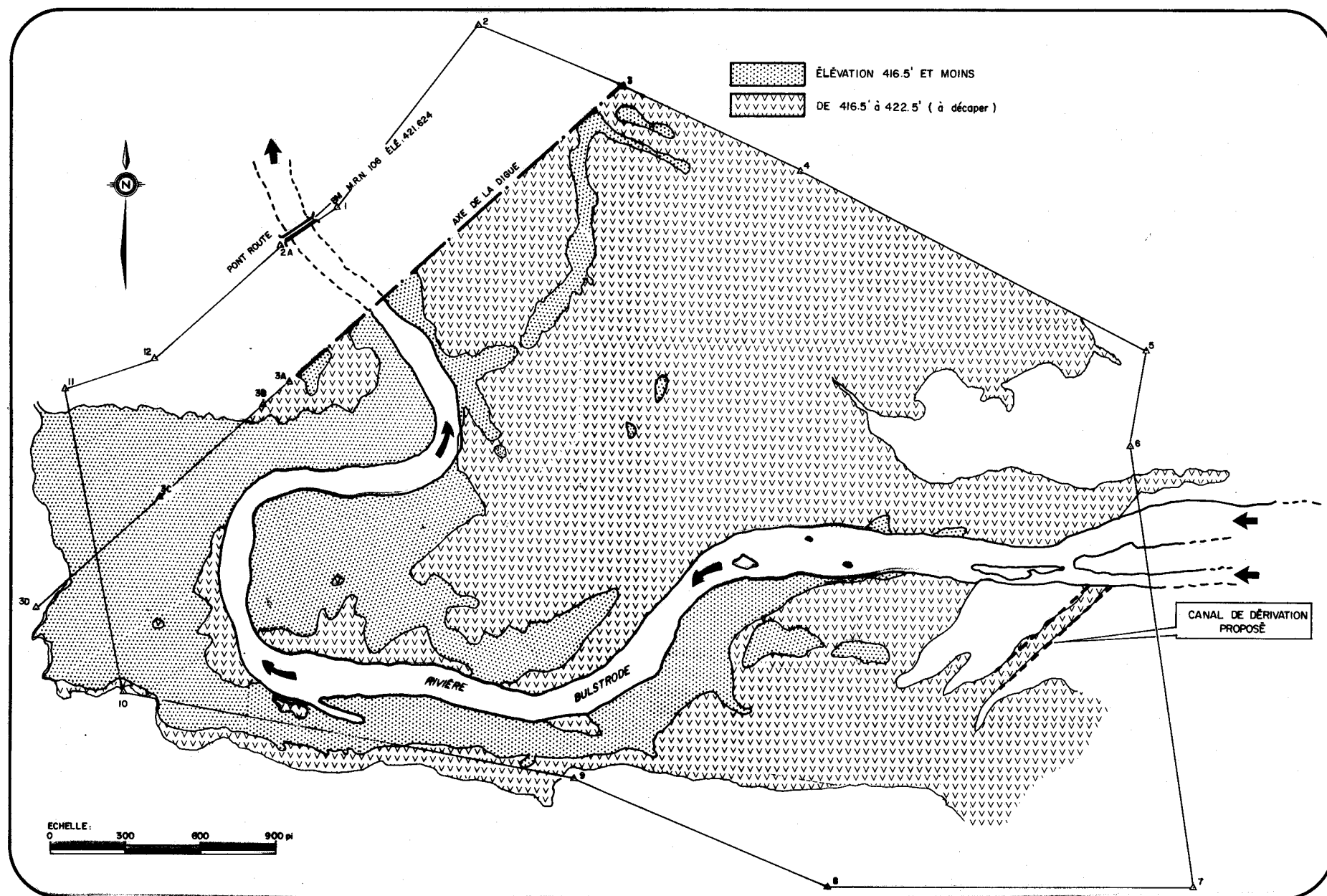


Fig. 4.3. Carte topographique de la cuvette non modifiée du réservoir de Victoriaville (tiré du plan no R-7730-2-R du Service de génie hydraulique du MRN, 1974).

4.3 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

A la lumière des résultats de la présente étude (section 4.1, tableaux 4-1 et 4-2), et en particulier des considérations relatives à la productivité biologique du futur réservoir (section 4.2), une modification de la cuvette du réservoir avant la mise en eau s'avère essentielle. Dans l'élaboration des recommandations énumérées ci-dessous, deux possibilités ont été retenues: A - un réservoir destiné à servir pour l'approvisionnement en eau de la ville de Victoriaville; B - un réservoir qui servirait pour l'approvisionnement en eau, pour la récréation (la baignade, le canotage, la voile, la pêche sportive, etc..) et même comme piste d'ammérissage (MRN, 1971). On notera que la deuxième série de recommandations, celles concernant la préparation de la cuvette en vue d'un réservoir à fins multiples, est la plus exigeante.

Les recommandations présentées ici découlent des résultats de cette étude, tels que présentés dans les sections précédentes, et d'une revue de la littérature pertinente. De plus, en ce qui concerne le réservoir à fins multiples, on s'est inspiré de l'expérience acquise à Cowansville (Québec), site d'un tel aménagement sur la rivière Yamaska Sud-Est. Ce réservoir fut aménagé en 1965 dans le but principal d'assurer l'approvisionnement en eau des villes de Cowansville et Bromont. Afin d'éviter la construction d'une nouvelle usine de filtration, les autorités responsables du projet ont procédé à un décapage complet de la cuvette du réservoir avant la mise en eau. Une fois cette décision prise, on en a profité pour niveler le fond de la cuvette et assurer une pente uniforme et assez raide dans les futures zones littorales. De plus, dans une de ces zones, une section d'environ 1,000 pieds de longueur où la profondeur ne dépasse pas 8 pieds, on a aménagé une plage publique en épandant du gravier et du sable. La cuvette ainsi préparée, l'aménagement s'est révélé un grand succès, le réservoir servant autant pour l'approvisionnement en eau que pour les fins récréatives. Dans ce qui suit, nous présentons les recommandations relatives à la préparation de la cuvette du réservoir de Victoriaville, en considérant les deux solutions indiquées.

A: Réservoir destiné à servir pour l'approvisionnement en eau de la ville de Victoriaville

- *afin de ralentir la transformation du réservoir en marécage, assurer dans tout le réservoir une profondeur minimum de six pieds (2 m);*
- *enlever les deux dépôts marécageux à proximité de la prise d'eau;*
- *brûler toute la végétation qui reste dans la cuvette, afin d'atténuer la demande benthique en oxygène et par conséquent minimiser le développement de conditions anaérobies localisées;*
- *en ce qui concerne la partie sud-est du réservoir, qui constitue une zone morte potentielle, minimiser les conséquences en effectuant l'un ou l'autre des travaux suivants:*
 - a) *construire une digue pour empêcher que le réservoir inonde cette superficie;*
 - b) *assurer une circulation dans cette zone en introduisant de l'eau de la rivière dans l'extrémité sud-est du réservoir (canalisation - voir figure 4-3);*
- *effectuer le premier remplissage lors de la crue du printemps pour permettre un lavage/vidange efficace;*
- *prévoir au moins deux autres vidanges, à environ cinquante jours d'intervalle ($\geq 50j$), avant la fin de l'automne, pour préparer la première réserve hivernale;*
- *se munir de l'équipement nécessaire pour aérer les zones non-décapées du réservoir éventuel;*
- *prévoir l'adaptation du procédé de traitement des eaux à la nouvelle qualité de l'eau brute;*

- *instaurer une politique de contrôle des déchets agricoles dans le bassin versant en amont du réservoir;*
- *élaborer un programme de lutte contre les algues microscopiques nuisibles.*

B Réservoir à fins multiples

- effectuer un décapage complet de la cuvette du réservoir;
- afin de ralentir la transformation du réservoir en marécage, assurer dans tout le réservoir une profondeur minimum de six pieds (2 m);
- pour minimiser la superficie qui sera exposée par les fluctuations normales du niveau d'eau dans le réservoir, assurer une pente uniforme et aussi raide que possible (3:1);
- en ce qui concerne la partie sud-est du réservoir (celle qui, malgré sa stagnation inhérente, est susceptible de servir comme zone récréative importante), entreprendre les travaux suivants:
 - a) creuser jusqu'à la profondeur minimum recommandée;
 - b) épandre du gravier et du sable;
 - c) assurer une circulation dans cette zone en introduisant de l'eau de la rivière dans l'extrémité sud-est du réservoir (canalisation - voir figure 4-4);
- effectuer le premier remplissage lors de la crue du printemps pour permettre un lavage/vidange efficace;
- prévoir au moins deux autres vidanges, à environ cinquante jours d'intervalle ($\geq 50j$), avant la fin de l'automne, pour préparer la première réserve hivernale;
- s'assurer de la destruction des barrages déjà existant en amont de Victoriaville, afin de permettre la prolifération normale d'une faune migratoire dans le réservoir; envisager l'implantation de nouvelles espèces piscicoles sportives;
- instaurer une politique de contrôle des déchets agricoles dans le bassin versant en amont du réservoir.

¹Note explicative de la page 261

Hypothèses: que le phosphore soit le facteur chimique limitant la production primaire;
 que le potentiel de fertilité varie linéairement avec la concentration en phosphore disponible.

Calcul de l'effet de dilution:

a) bassins expérimentaux (sol non-décapé)

$$\begin{array}{lcl} \text{potentiel de fertilité} & \overline{PF} & = \sum_{i=1}^4 (PF)_i \cdot \frac{S_i}{S_R} \approx 630 \text{ algues}/\mu\text{l} \\ \text{pondéré} & & \end{array}$$

$$\text{effets des sols} = \overline{PF} - (PF)_t = 440 \text{ algues}/\mu\text{l}$$

b) réservoir (sol non-décapé)

$$\text{effets des sols} = \frac{3.5}{7} \{ \overline{PF} - (PF)_t \} = 170 \text{ algues}/\mu\text{l}$$

$$\begin{aligned} \text{potentiel de fertilité} \quad (PF)_R &= \frac{3.5}{7} \{ \overline{PF} - (PF)_t \} + (PF)_t \\ &= 220 + 190 \\ &= 410 \text{ algues}/\mu\text{l} \end{aligned}$$

où:

PF = potentiel de fertilité;

 $\overline{PF}$ = potentiel de fertilité pondéré selon les superficies des différents sols;

S = superficie;

i = indice descriptif (1 = sol 1, 2 = sol 2, 3 = sol 3, 4 = sol 4;

t = milieu témoin, R = réservoir).

$$\frac{3.5}{7} = \text{rapport} \left\{ \frac{\text{profondeur des bassins expérimentaux}}{\text{profondeur moyenne du réservoir}} \right\}$$

CHAPITRE 5

GENERALISATION DES RESULTATS

INTRODUCTION

L'étude du réservoir de Victoriaville, telle que présentée dans les chapitres précédents, avait pour premier objectif d'arriver à des recommandations quant à l'aménagement de ce réservoir et, plus particulièrement, à des propositions précises relativement à la préparation du site du réservoir avant la mise en eau. De plus, compte tenu du rôle important que l'on confère à la régularisation de l'écoulement dans l'aménagement intégré des ressources hydriques, l'étude devait nous conduire à proposer une méthodologie d'analyse des problèmes biolimnologiques que créent les aménagements de ce genre. C'est dans ce dernier chapitre que nous aborderons ce second objectif.

La plupart des recommandations concernant le réservoir de Victoriaville ont découlé de l'étude *sur le terrain* de l'immersion des sols (c. à d. le lien C → D dans la figure 5-1). Une question importante se pose: pour les futurs aménagements, faudra-t-il refaire une étude de la même envergure que celle entreprise pour le réservoir de Victoriaville, ou y-a-t-il une approche moins élaborée, des mesures plus simples (p. ex.: des analyses pédologiques seulement) qui permettraient, compte tenu de l'expérience acquise à Victoriaville, d'en arriver aux conclusions recherchées? Dans le but de répondre à cette question, des relations ont été cherchées entre, d'une part, les analyses pédologiques (A) ou le comportement des sols après immersion en laboratoire (B) et, d'autre part, le comportement des sols après immersion dans les bassins expérimentaux (C) (voir la figure 5-1). Les résultats de cette analyse sont présentés ci-dessous.

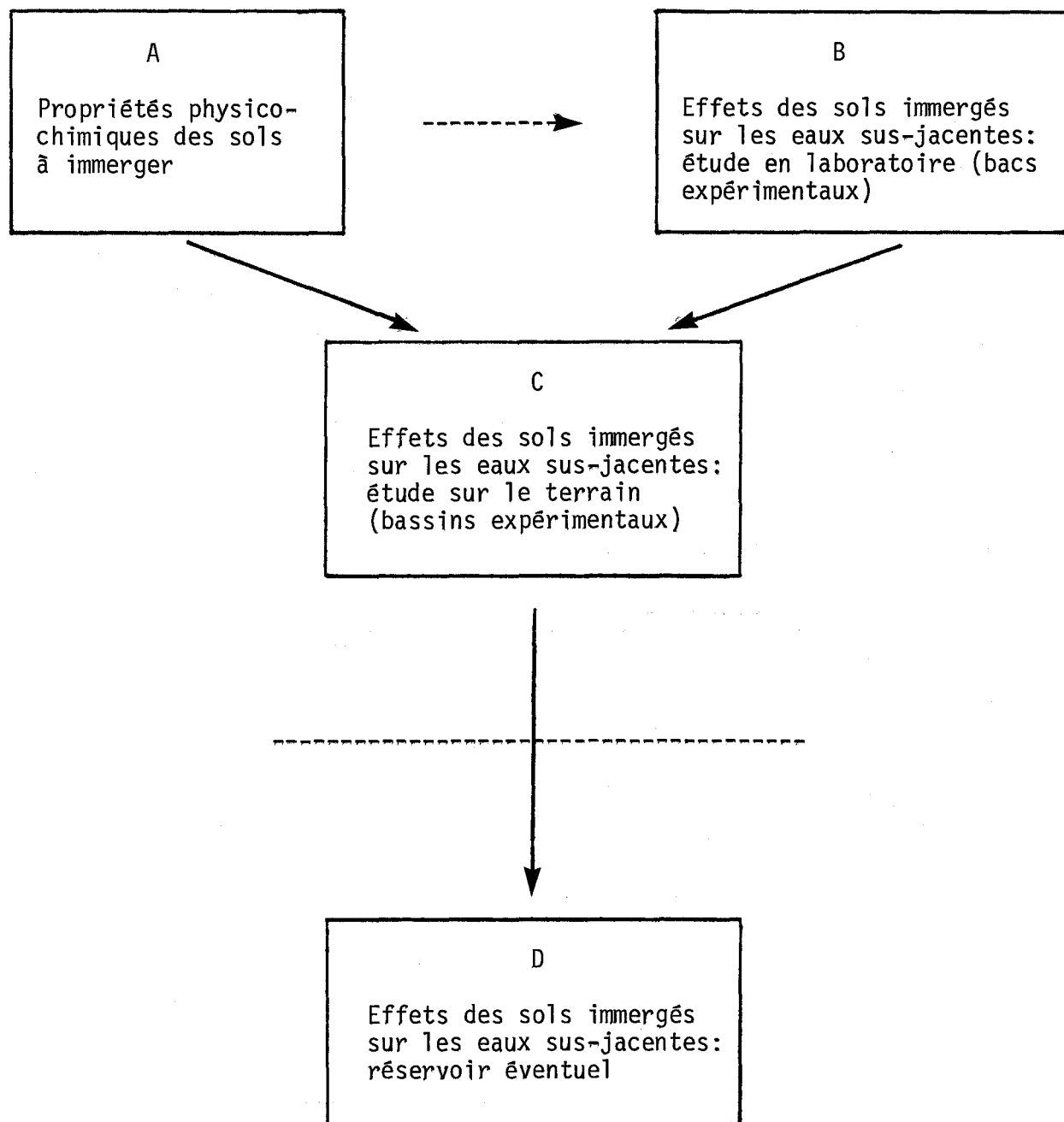


Fig. 5.1. Liens possibles entre les différents types de données disponibles.

5.1 RELATIONS INTER-PARAMETRES

5.1.1 Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur les eaux sus-jacentes (bassins expérimentaux)

Pour les fins de cette analyse on a considéré les résultats des analyses pédologiques effectuées sur les sols (tableau 5-1) et le comportement de ceux-ci après immersion dans les bassins expérimentaux. Le nombre d'échantillons étant plutôt restreint (4 sols, 2 couches), on ne pouvait espérer mettre en évidence, par une approche statistique, des relations utiles pour la prévision. On cherchait plutôt à identifier des tendances générales qui, à l'avenir, pourraient servir comme guide pour l'évaluation de l'impact potentiel d'un sol immergé sur l'eau sus-jacente. Comme exemple d'une telle norme ou d'un tel critère, rappelons les limites suggérées par Fitzgerald (1895) et par Davis et al. (1972) pour la teneur d'un sol en matière organique: d'après ces chercheurs, les sols ayant plus que 2.5% de matière organique ont des effets appréciables sur les eaux sus-jacentes. De même, selon l'indice sédimentaire organique ("Organic Sediment Index" ou OSI) préconisé par Ballinger et McKee (1971), les effets d'un sol immergé sur le milieu lacustre sus-jacent devraient croître à mesure que le produit

$$\{[C\text{-organique (\%)}] \cdot [N\text{-organique (\%)}]\}$$

augmente; un seuil de 1.0 a été fixé pour distinguer les sédiments stabilisés et plutôt inertes des dépôts en voie de décomposition active (voir section 3.3.1).

Compte tenu des conclusions du chapitre 4, à savoir que seules la fertilité et la potabilité des eaux d'immersion étaient grandement influencées par les sols non-décapés, nous nous sommes limités, pour cette analyse, aux paramètres impliqués soit dans l'évaluation de la potabilité d'une eau (p. ex.: le manganèse, le fer), soit dans la détermination de sa fertilité (p. ex.: les substances nutritives, le potentiel de fertilité). Les diverses relations considérées sont résumées dans le tableau 5-2.

**TABEAU 5-1 : CARACTERISTIQUES PEDOLOGIQUES DES ECHANTILLONS DE SOLS
PRELEVES A PROXIMITE DES ENDROITS OU LE SOL AVAIT ETE
EXCAVE POUR ETRE IMMERGE DANS LES BASSINS EXPERIMENTAUX¹**

ANALYSE	SOL ²							
	11	12	21	22	31	32	41	42
% C-org	7.45	5.18	2.27	1.61	3.56	3.18	8.09	6.37
% N-org	0.55	0.38	0.18	0.13	0.25	0.20	0.42	0.27
% mat. org.	12.8	8.91	3.91	2.77	6.13	5.47	13.9	10.9
C . N	4.1	2.0	0.41	0.21	0.89	0.64	3.4	1.7
C / N	13.5	13.6	12.6	12.4	14.2	15.9	19.2	22.8
P-assim ³ (ppm)	68.	54.	30.	38.	48.	58.	76.	110.
% Fe ⁴	1.63	0.41	0.62	0.62	1.04	0.52	0.21	0.11

¹ Ce tableau est extrait du tableau 3-10 déjà présenté dans le chapitre 3, section 3.3.1.

² Pour l'identification des sols (11, 12; 21...), voir figure 3-8; pour la localisation précise des sites de prélèvement, se référer à la figure 3-5.

sol 1	-	sites	31	32	33
sol 2	-	site	22		
sol 3	-	site	11		
sol 4	-	site	44		

³ Phosphore extrait par lessivage au fluorure d'ammonium.

⁴ Fer extrait par lessivage au dithionite de sodium.

TABLEAU 5-2: RELATIONS ENTRE LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES
DES SOLS IMMERGES ET LEURS EFFETS SUR LES EAUX
SUS-JACENTES DES BASSINS EXPERIMENTAUX -
RESUME DES CORRELATIONS ETUDIEES

Secteur	Paramètres considérés ¹		
Fertilité des eaux sus-jacentes	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[C-org]_{sols}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[N-org]_{sols}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[P-assim]_{sols}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	OSI_{sols}
	$DBO_{bassins}$	vs	$[C-org]_{sols}$
Potabilité des eaux sus-jacentes	$[Fe]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Fe]_{sols}$
	$[Fe]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Fe]_{sols} \cdot DBO_{bassins}$
	$[Fe]_{bassins}^{cum}$	vs	$DBO_{bassins}$
	$[Mn]_{bassins}^{cum}$	vs	$DBO_{bassins}$

¹ Description des paramètres considérés:

$F_{bassins}^{92}$ = potentiel de fertilité des eaux sus-jacentes dans les bassins expérimentaux après 92 jours d'immersion (réf.: section 3.3.6).

$DBO_{bassins}$ = demande benthique en oxygène mesurée dans les bassins expérimentaux après ≥ 78 jours d'immersion (réf.: section 3.3.5).

$[]_{sols}$ = concentration du paramètre indiqué (ex: carbone organique, azote organique, phosphore assimilable, fer), dans les différents sols (réf.: tableau 4-1).

$[]_{bassins}^{cum}$ = concentration cumulative du paramètre indiqué (ex: fer, manganèse), dans les eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux (réf.: section 3.3.2).

OSI_{sols} = indice sédimentaire organique des différents sols;

$OSI = [C-org]_{sols} \cdot [N-org]_{sols}$

Considérons d'abord l'effet des sols immergés sur la fertilité des eaux sus-jacentes (figures 5-2A à 5-2D). Les sols décapés, malgré des différences importantes en ce qui concerne les teneurs en carbone organique, en azote organique ou en phosphore "assimilable", ont un effet semblable (voir même négligeable) sur la fertilité des eaux sus-jacentes dans les bassins expérimentaux. Les sols non-décapés provoquent de manière générale un accroissement de la fertilité des eaux sus-jacentes par rapport aux milieux témoins, mais se différencient les uns des autres: sur chacun des graphiques on peut discerner une tendance générale indiquant que l'effet stimulant du sol *diminue* à mesure que sa teneur en carbone organique, en azote organique ou encore en phosphore assimilable *augmente*. La même tendance se manifeste pour la variation de la demande benthique en oxygène en fonction du pourcentage de carbone organique présent dans les différents sols avant immersion.

De la même manière, les effets des sols immergés sur la potabilité des eaux sus-jacentes ont été étudiés. La potabilité des diverses eaux sus-jacentes, définie en termes des concentrations cumulatives en fer et en manganèse observées dans les bassins expérimentaux, fut confrontée avec les teneurs des sols en fer, et les demandes benthiques en oxygène. Dans le cas du fer, aucune relation générale ne se manifeste: les concentrations cumulatives dans les eaux sus-jacentes ne sont reliées ni aux concentrations mesurées par extraction au dithionite de sodium dans les sols avant immersion (figure 5-3A), ni aux demandes benthiques en oxygène déterminées après immersion (figure 5-3B). Un essai avec un indice combiné, le produit $[\text{Fe}]_{\text{sol}} \cdot \text{DBO}_{\text{bassin}}$, n'améliore en rien cette situation (figure 5-3C). Pour le manganèse, une dépendance se dessine entre les concentrations cumulatives dans les milieux non-décapés et les demandes benthiques en oxygène mesurées dans ceux-ci (figure 5-3D), mais elle n'est pas statistiquement significative. Ne disposant pas de valeur pour les teneurs en manganèse des échantillons de sol avant immersion, on n'a pas pu tester la relation entre $[\text{Mn}]_{\text{sols}}$ et $[\text{Mn}]_{\text{bassins}}^{\text{cum}}$.

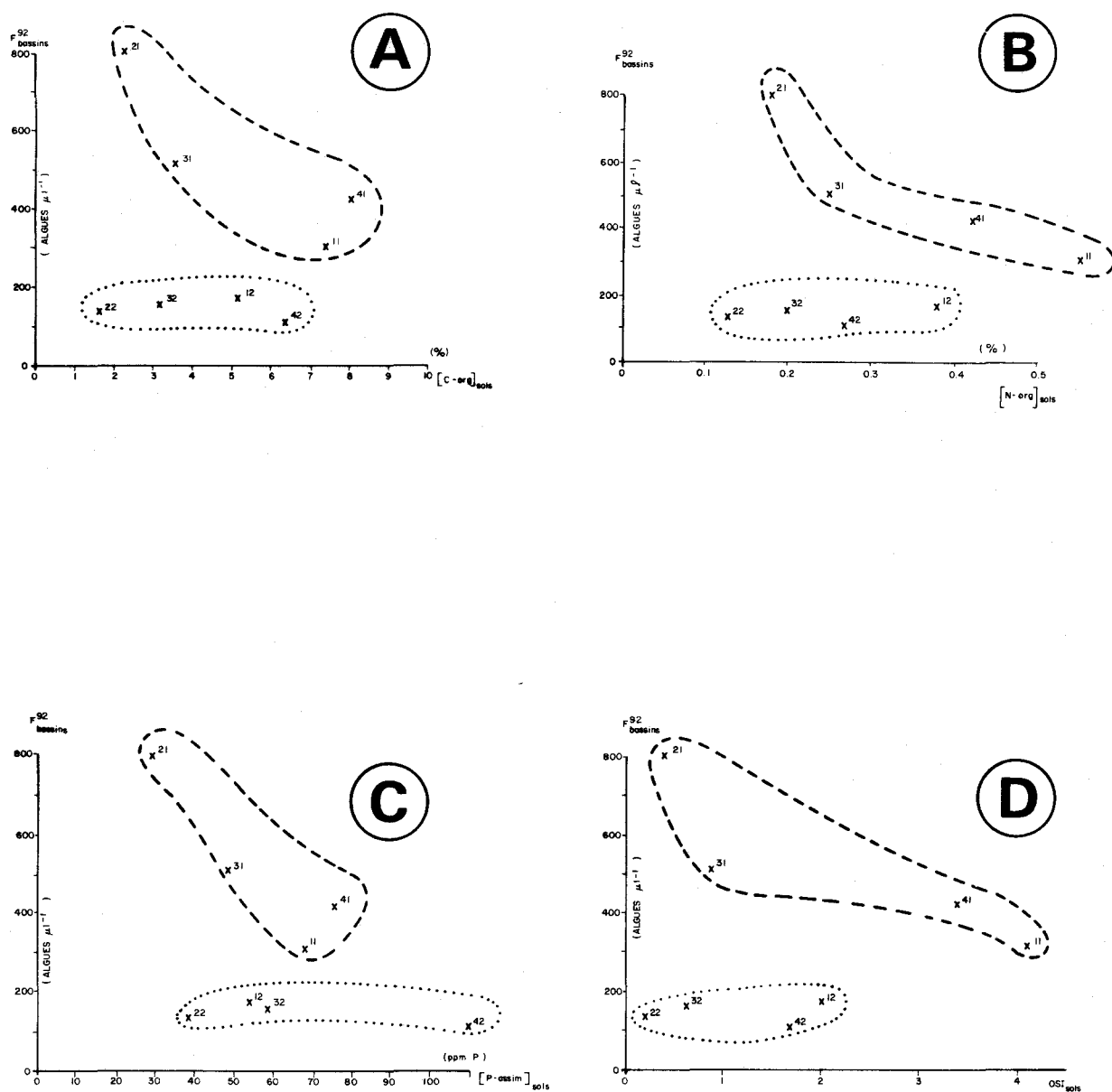


Fig. 5.2 . Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux .

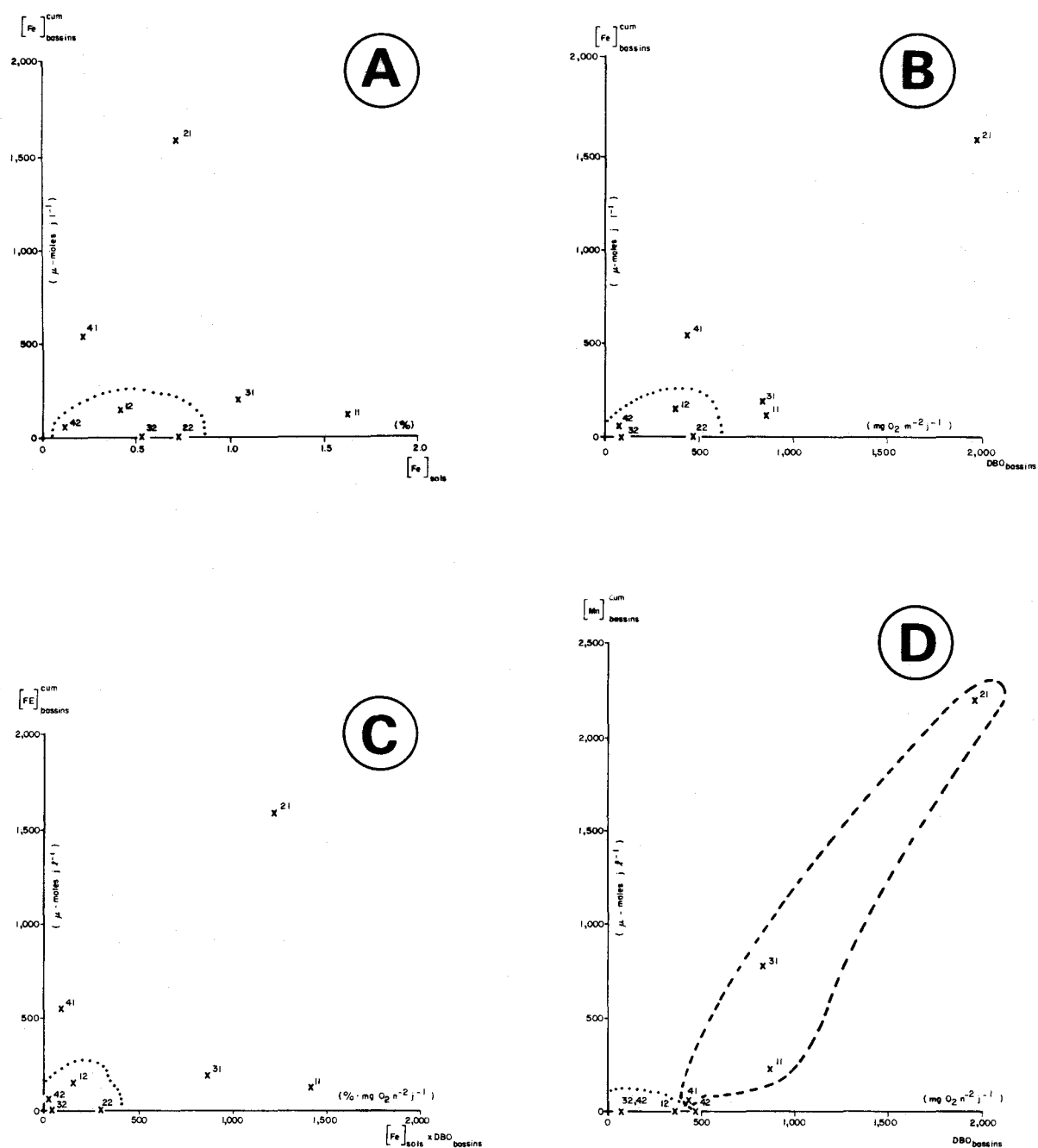


Fig. 5.3 . Relations entre les caractéristiques des sols immergés et leurs effets sur les teneurs en fer et en manganèse des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux .

5.1.2 Comparaison du comportement des sols après immersion en laboratoire (bacs expérimentaux) et sur le terrain (bassins expérimentaux)

L'analyse a consisté à confronter le comportement des sols après immersion en laboratoire (bacs expérimentaux) avec leur comportement dans les bassins expérimentaux. Nous nous sommes limités de nouveau aux paramètres impliqués soit dans l'évaluation de la potabilité d'une eau (p. ex.: le manganèse, le fer), soit dans la détermination de sa fertilité (p. ex.: les substances nutritives, le potentiel de fertilité). Les relations considérées sont résumées dans le tableau 5-3.

Examinons d'abord l'effet des sols immergés sur la fertilité des eaux sus-jacentes (figures 5-4A à 5-4D). Bien que les sols décapés se comportent de façon différente, les uns des autres, dans les bacs expérimentaux, ils se comportent de façon presque identique dans les bassins expérimentaux, ayant un effet négligeable sur le potentiel des eaux sus-jacentes. En d'autres termes, les différences importantes que l'on observe dans les bacs expérimentaux en ce qui concerne les concentrations cumulatives en azote ammoniacal, en carbone organique ou en phosphore soluble (voir la gamme étendue de valeurs sur l'axe des abscisses des figures 5-4A, 5-4C, 5-4D) ne se traduisent pas par des différences importantes de fertilité.

D'autre part, le comportement des sols non-décapés permet de les différencier, les uns des autres, aussi bien dans les bacs expérimentaux que dans les bassins expérimentaux. Pourtant, aucune relation générale n'apparaît entre la fertilité des eaux sus-jacentes dans les bassins expérimentaux et les concentrations cumulatives observées dans les bacs expérimentaux; cette situation anarchique est particulièrement évidente dans les cas du carbone organique (figure 5-4C) et du phosphore (figure 5-4D). Seulement pour l'azote ammoniacal (figures 5-4A et 5-4B, en faisant abstraction du sol 41¹) semble-t-il exister une relation entre la fertilité et la quantité d'azote libérée dans les bacs expérimentaux.

¹

Sur le plan physico-chimique l'échantillon du sol 41 étudié en laboratoire se distingue de façon appréciable de celui qui fut immergé sur le terrain (voir les résultats pour le sol 41 dans les tableaux 3-9 et 3-10 respectivement, surtout en ce qui concerne le carbone organique), ce qui pourrait expliquer l'éloignement du point 41 sur les divers graphiques.

TABLEAU 5-3:

RELATIONS ENTRE LE COMPORTEMENT DES SOLS APRES
IMMERSION EN LABORATOIRE ET LEURS EFFETS SUR
LES EAUX SUS-JACENTES DES BASSINS EXPERIMENTAUX -
RESUME DES CORRELATIONS ETUDIEES

Secteur	Paramètres considérés ¹		
Fertilité des eaux sus-jacentes	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[NH_4]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[NH_4]_{bacs\ anaérobies}^{cum}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[C-org]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[P-soluble]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[P-soluble]_{bacs\ anaérobies}^{cum}$
	$F_{bassins}^{92}$	vs	$[SO_4]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
Potabilité des eaux sus-jacentes	$[Fe]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Fe]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
	$[Fe]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Fe]_{bacs\ anaérobies}^{cum}$
	$[Mn]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Mn]_{bacs\ aérobies}^{cum}$
	$[Mn]_{bassins}^{cum}$	vs	$[Mn]_{bacs\ anaérobies}^{cum}$

¹ Description des paramètres considérés:

$F_{bassins}^{92}$ = potentiel de fertilité des eaux sus-jacentes dans les bassins expérimentaux après 92 jours d'immersion (réf.: section 3.3.6).

$[]_{bassins}^{cum}$ = concentration cumulative du paramètre indiqué (ex: fer, manganèse), dans les eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux (réf.: section 3.3.2).

$[]_{bacs}^{cum}$ = concentration cumulative du paramètre indiqué (ex: fer, manganèse, sulfate, phosphore soluble total, carbone organique, azote ammoniacal), dans les eaux sus-jacentes des bacs expérimentaux (réf.: section 3.3.1, séries 01-25 et 00-25).

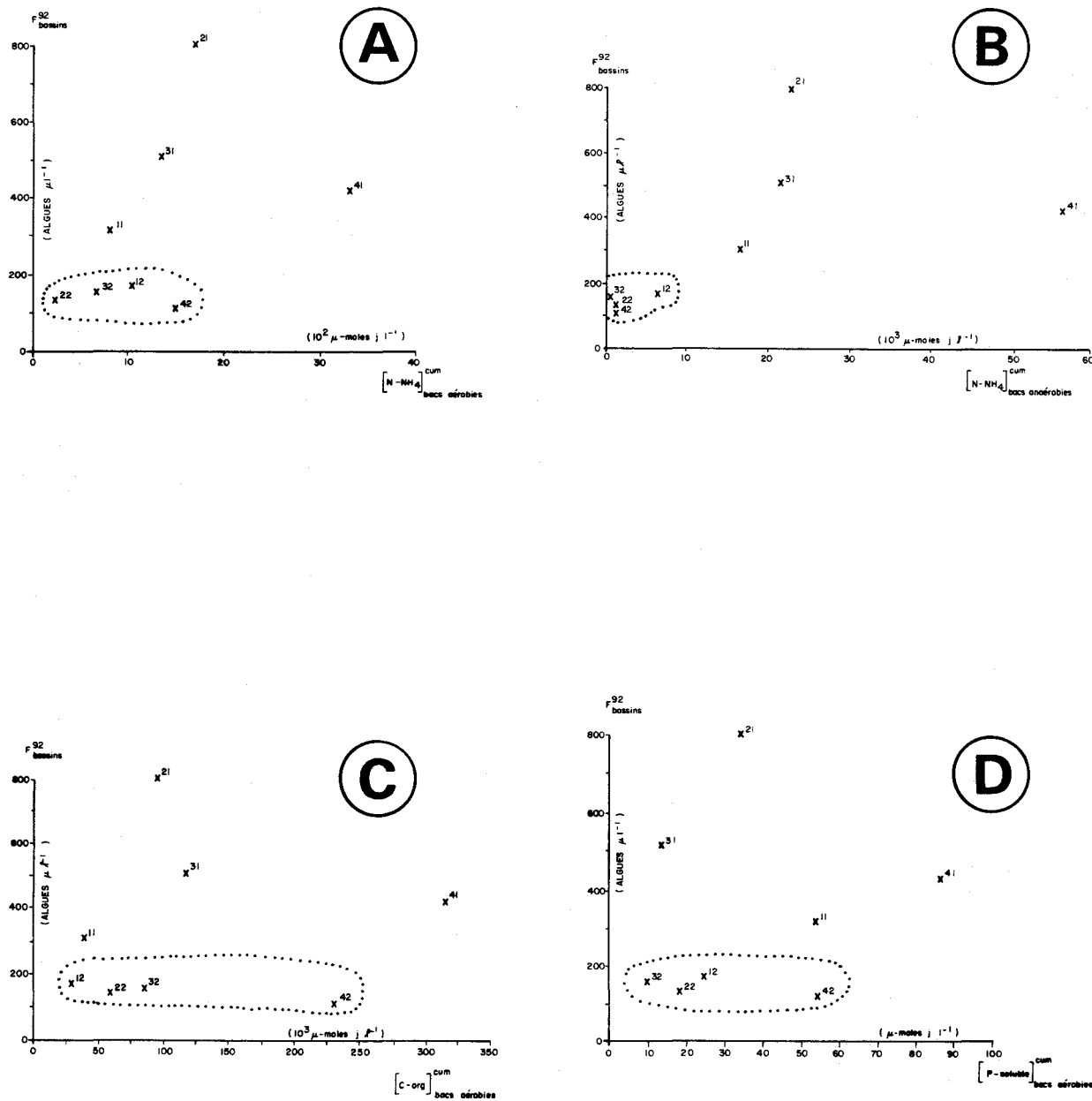


Fig. 5.4. Relations entre le comportement des sols après immersion en laboratoire et leurs effets sur la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux.

Les effets des sols immergés sur la potabilité des eaux sus-jacentes ont également été considérés. Comme auparavant, la potabilité des divers eaux sus-jacentes, définie en termes des concentrations cumulatives en fer et en manganèse, a été confrontée avec les concentrations cumulatives observées pour ces mêmes paramètres dans les bacs expérimentaux (figures 5-5A à 5-5D). Une relation statistiquement significative n'est trouvée que pour le manganèse dans les milieux non-décapés (coefficient de corrélation = 0.96): dans ce cas (figure 5-5D), les concentrations cumulatives élevées en manganèse sont observées aussi bien dans les bacs expérimentaux (conditions anaérobies) que dans les bassins expérimentaux. Il importe de noter que le fer ne se comporte pas de cette façon (figure 5-5B).

5.1.3 Discussion

Les résultats des sections 5.1.1 et 5.1.2 conduisent à des conclusions générales en ce qui concerne l'emploi d'analyses pédologiques classiques pour évaluer l'opportunité ou non de décapier un sol donné. De toute évidence, qu'ils soient formulés en fonction de la teneur d'un sol en matière organique (Fitzgerald, 1895; Davis et al., 1972) ou en fonction de son indice sédimentaire organique (Ballinger et McKee, 1971; Burdick et Parker, 1971), *les anciens critères sont inacceptables et inapplicables*. En effet, parmi les différents sols étudiés dans le cadre de ce projet, c'est le sol 2 non-décapé qui après immersion provoque la plus grande détérioration de la qualité des eaux sus-jacentes, alors que ce sol présente une teneur en matière organique *inférieure* à celles des autres sols; il en est de même dans le cas de l'indice OSI (voir les figures 5-2A, 2B, 2D). Sur chacun des graphiques on peut discerner une tendance générale indiquant que l'effet stimulant du sol *diminue* à mesure que sa teneur en carbone organique ou azote organique *augmente*! Malheureusement, selon l'analyse présentée dans la section 5.1.1, aucune autre propriété des sols ne s'avère adéquate pour remplacer les teneurs en carbone ou en azote organique. A titre d'exemple, signalons la relation inverse que l'on observe entre la teneur d'un sol en phosphore assimilable et son influence sur la fertilité des eaux sus-jacentes (figure 5-2C).

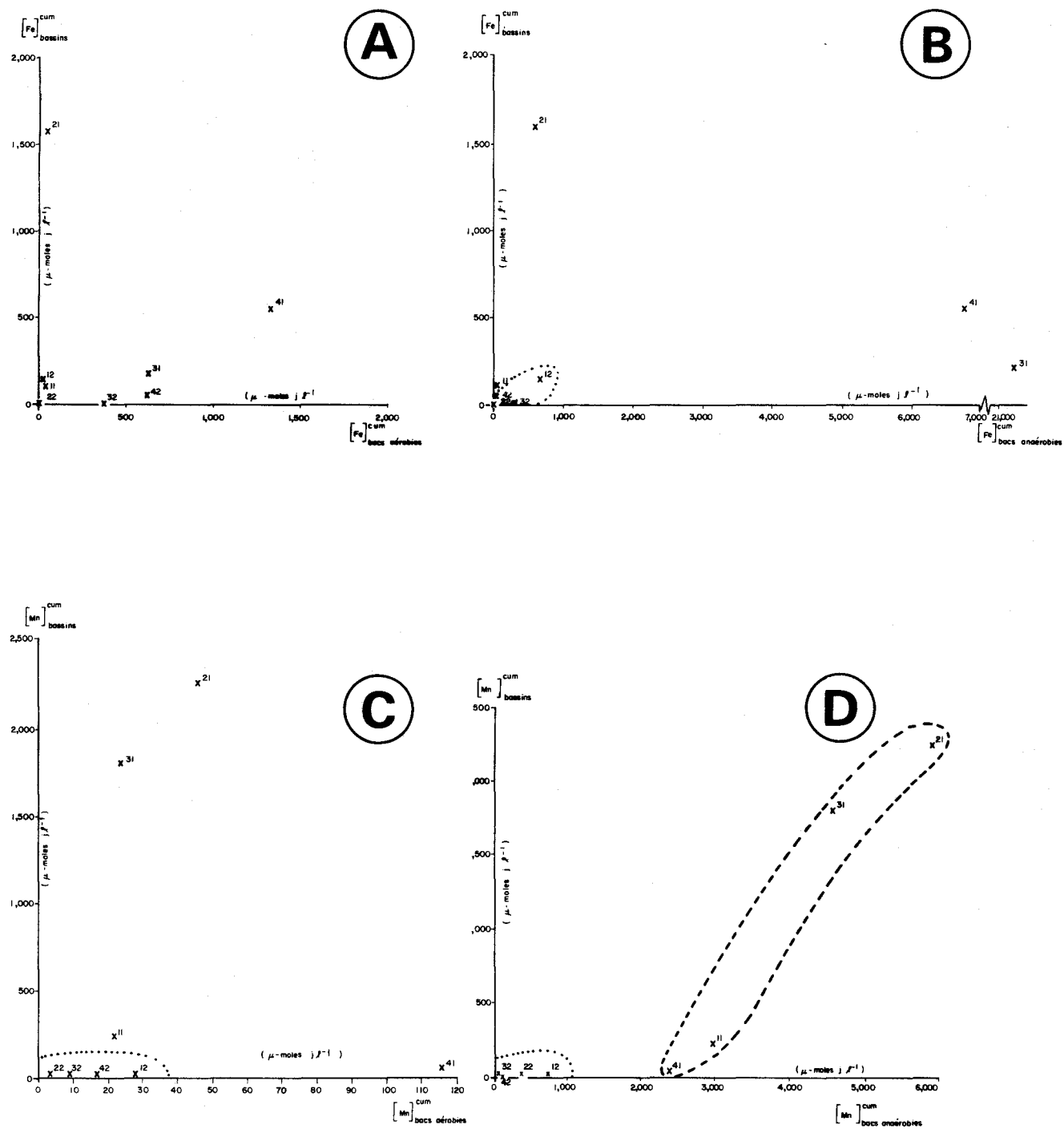


Fig. 5.5 . Relations entre le comportement des sols après immersion en laboratoire et leurs effets sur les teneurs en fer et en manganèse des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux .

L'inadéquation des paramètres pédologiques mesurés, qui avaient été choisis en fonction d'anciens critères trouvés dans la littérature (Chapitre 1), est surtout imputable au fait que la *disponibilité* d'un élément ou d'une substance donnée ne varie pas uniquement de sa *concentration*, mais également de son *état chimique* et des *conditions environnementales*. En effet, les conditions qui prévalent dans le cas d'un sol normal (bien égoutté) sont très différentes de celles qui existent après immersion (cf. tableau 4-1). Par conséquent, mêmes les paramètres pédologiques utilisés pour évaluer la disponibilité d'un élément donné (p. ex.: la teneur d'un sol en phosphore assimilable, qui est ici une mesure de la disponibilité du phosphore dans un sol pour des plantes terrestres) ne donneront pas nécessairement d'indication de la disponibilité de l'élément après immersion du sol. Les études d'immersion conduites en laboratoire dans les bacs expérimentaux devaient combler cette lacune en donnant une mesure de la disponibilité des constituants d'un sol immergé envers l'eau sus-jacente. D'après l'analyse présentée dans la section 5.1.2, cette approche semble prometteuse pour le manganèse et l'azote ammoniacal, ce dernier étant considéré comme indice de l'influence d'un sol immergé sur la fertilité de l'eau sus-jacente.

Avant de passer aux recommandations relatives aux paramètres à déterminer dans le cadre de futures études de réservoir, signalons les limitations qui étaient inhérentes à l'analyse présentée ci-dessus:

- . L'analyse portait sur un nombre plutôt restreint de sols (4 sols de surface, 4 sols de profondeur) ce qui limitait les possibilités de généralisation des résultats. De plus, pour chaque sol, des couches uniformes furent prélevées (0-10 cm; 30-40 cm) sans tenir compte des horizons pédogénétiques.
- . Les échantillons de sol servant à l'analyse pédologique et à l'étude d'immersion en laboratoire (bacs expérimentaux) *n'étaient pas les mêmes* que ceux dont l'immersion a été étudiée sur le terrain (bassins expérimentaux). Compte tenu de l'hétérogénéité propre à chaque sol dans la cuvette, évidente même à l'échelle

locale (voir section 3.3.1, tableaux 3-9 et 3-10), ceci peut avoir entraîné des différences importantes entre les deux séries d'échantillons, rendant difficile la comparaison des expériences en laboratoire avec celles sur le terrain.

- Les échantillons de sol destinés à l'analyse pédologique furent séchés, broyés et tamisés tandis que les échantillons immergés furent remaniés le moins possible avant la mise en eau. Dans le cas des sols de surface, où l'immersion des échantillons a été effectuée *sans enlever préalablement la végétation qui y était associée*, cette différence de préparation était davantage significative.

Compte tenu de ces limitations et à la lumière des résultats préliminaires présentés dans les sections 5.1.1 et 5.1.2, nous suggérons les mesures énumérées dans le tableau 5-4 comme indices potentiels de l'impact d'un sol immergé sur l'eau sus-jacente. Comme indiqué dans le tableau, l'analyse devrait être limitée à la couche superficielle des sols, exception faite de la détermination de la granulométrie, les effets des sols décapés étant semblables et normalement négligeables. De plus, pour les études d'immersion en laboratoire on devrait s'efforcer de garder intacte la couche superficielle, en conservant la stratification pédologique présente dans l'échantillon naturel. La partie supérieure de la végétation terrestre pourrait être enlevée (comme ce serait le cas dans un réservoir) alors que l'ensemble des racines et des détritux végétaux devraient demeurer intacts.

La liste de paramètres et caractéristiques présentée dans le tableau 5-4 comprend ceux qui se sont avérés utiles dans le cadre du présent projet:

- Carbone organique, azote organique, granulométrie:
la détermination des concentrations en carbone et en azote organique (sols de surface) et de la granulométrie (sols sous-jacents) permet de classer les sols présents dans la cuvette et de délimiter les aires correspondant à chaque classe (cf. section 3.3.1).

TABLEAU 5-4: ANALYSES A FAIRE SUR LES SOLS PRESENTS DANS LA CUVETTE D'UN RESERVOIR PROJETÉ

Description	Conditions expérimentales	Paramètres ³
Sol ¹		. carbone organique . demande biochimique en oxygène . azote organique . granulométrie
Sol immergé ²	Température 25°C; obscurité; conditions aérobies; bac expérimental fermé. Température 25°C; obscurité; conditions aérobies; bac expérimental aéré. Température 25°C; obscurité; conditions anaérobies; bac expérimental désoxygéné. Bio-essai (conditions à définir) ⁴	. demande biochimique en oxygène . azote ammoniacal échangeable (F) . phosphore total échangeable (F, R) . azote ammoniacal échangeable (F) . phosphore total échangeable (F, R) . manganèse échangeable (NF) . fer échangeable (NF) . phosphore disponible

¹ Les analyses du carbone organique et de l'azote organique, ainsi que la détermination de la DBO, s'appliquent à des échantillons du sol de surface (0 - 5 cm), préparés conventionnellement, tandis que la détermination de la granulométrie est faite pour les sols minéraux sous-jacents.

² Les essais d'immersion portent sur des échantillons naturels du sol superficiel, ces échantillons étant prélevés et conservés de manière à ce que la stratification pédologique soit maintenue.

³ Explication des symboles:

F = paramètre mesuré sur un échantillon d'eau filtrée;

R = paramètre mesuré sur le résidu non filtrable;

NF = paramètre mesuré sur un échantillon d'eau non filtrée.

⁴ Voir texte pour des explications.

- . Azote ammoniacal échangeable: la détermination de la quantité d'azote ammoniacal échangeable après immersion, telle que faite dans le cadre du présent projet, a été retenue comme indice potentiel de l'impact des sols immergés sur la fertilité de l'eau sus-jacente. Parmi les relations examinées dans la section 5.1.2, celle entre la fertilité et la quantité d'azote ammoniacal libérée lors de l'immersion dans les bacs expérimentaux s'est avérée prometteuse (figures 5-4A et 5-4B). Le choix de ce paramètre s'appuie aussi sur l'observation d'une relation apparente entre la fertilité de l'eau des bassins expérimentaux et les concentrations cumulatives en azote ammoniacal dans ces mêmes milieux (figure 5-6A).
- . Manganèse et fer échangeables: la détermination des quantités de manganèse et de fer échangeables après immersion a été retenue comme indice potentiel de l'influence des sols immergés sur la potabilité de l'eau sus-jacente. Le choix de conditions anaérobies pour cet échange découle de l'analyse présentée dans la section 5.1.2; en effet, pour le manganèse la meilleure relation entre les bassins expérimentaux et les bacs expérimentaux fut observée pour de telles conditions (figure 5-5D).

Outre les mesures énumérées ci-haut, le tableau 5-4 comporte de nouveaux paramètres tels que la détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO) du sol ainsi que les mesures des concentrations en phosphore total échangeable (soluble + particulaire) et en phosphore disponible: les explications justifiant cette sélection sont présentées ci-dessous.

- . DBO: la mesure de la demande biochimique en oxygène d'un sol (cf. Burdick et Parker, 1971) donne des renseignements relativement à la nature et la dispo-

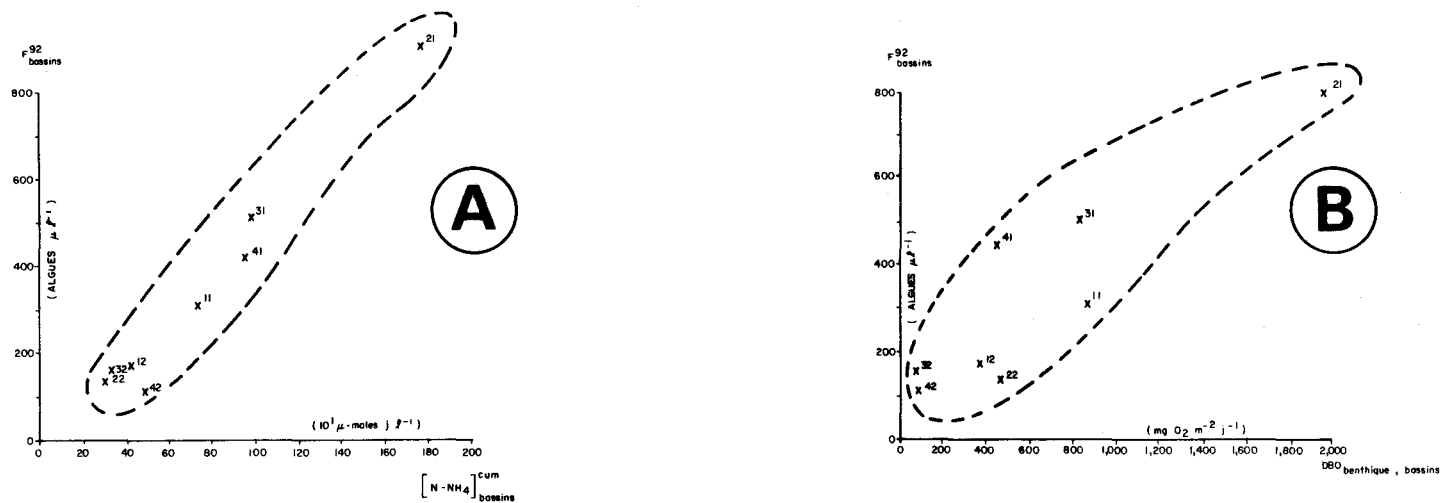


Fig. 5.6. Relations entre la fertilité des eaux sus-jacentes des bassins expérimentaux et la concentration cumulative en azote ammoniacal (A) et la demande benthique en oxygène (B).

nibilité de la matière organique présente, et constitue donc une mesure complémentaire à la détermination de la concentration en cette matière. La mesure a été suggérée par l'observation d'une relation faible entre la demande benthique en oxygène déterminée dans les bassins expérimentaux et la fertilité des eaux sus-jacentes (figure 5-6B). De plus, la demande biochimique en oxygène des sols de la cuvette renseignera sur la quantité d'oxygène susceptible d'être consommée par les sédiments du futur réservoir.

- . Phosphore échangeable total: la détermination de la quantité de phosphore échangeable après immersion permettra d'évaluer les apports autochtones en phosphore qui pourraient provenir du fond du futur réservoir, et donc de comparer ceux-ci aux apports allochtones amenés par la rivière. La somme de ces deux apports pourrait être introduite dans un modèle mathématique reliant les apports en phosphore à la qualité biologique d'un plan d'eau (p. ex.: Vollenweider et Dillon, 1974). Le phosphore se trouvant normalement en grande partie sous forme particulaire (Rigler, 1973), il importe de mesurer le phosphore *total* (soluble + particulaire).
- . Phosphore disponible: la mesure du phosphore disponible impliquerait l'emploi d'un bio-essai pour déterminer la quantité de phosphore dans un sol qui, après immersion de celui-ci, sera disponible pour les organismes autotrophes. Cette suggestion découle de l'observation que le phosphore est généralement le facteur chimique limitant la production primaire dans les milieux lénitiques, surtout dans ceux qui se situent dans les bassins versants peu influencés par l'homme. Contrairement aux autres paramètres introduits dans le tableau 5-4, la détermination du phosphore disponible nécessiterait le développement et

la mise au point de nouvelles techniques de mesure.
Les travaux de Golterman (1967; 1969; 1973a; 1973b)
sur la disponibilité du phosphore dans les sédiments
boueux de lacs néerlandais pourraient servir comme
guide pour ce développement.

En guise de conclusion mentionnons que ce nouvel ensemble de paramètres, dont le choix est étayé par les résultats concrets obtenus dans ce projet, doit être testé dans un cas réel. Sans le mettre à l'épreuve, on ne peut en effet ni évaluer le choix de paramètres ni fixer des limites ou seuils pour les paramètres individuels.

5.2 RECOMMANDATIONS GLOBALES POUR LES FUTURES ETUDES DE RESERVOIR

L'analyse des relations sols - bacs - bassins présentée dans la section précédente nous a permis de faire des recommandations précises quant à la caractérisation des sols destinés à être immergés et à l'évaluation de leur influence potentielle sur les eaux qui les recouvriront. Dans le même ordre d'idée, toujours en profitant de l'expérience acquise dans le présent projet mais également en tenant compte des particularités que présentait le réservoir de Victoriaville¹, nous proposons ici d'autres études complémentaires. Comme décrites dans le tableau 5-5, ces études porteraient sur les aspects suivants:

- . l'utilisation du territoire dans le bassin versant en amont et autour du réservoir projeté;
- . la morphologie de la cuvette du futur réservoir;
- . le régime climatologique au site de l'aménagement;
- . le comportement hydrologique de la rivière avant régularisation;
- . la qualité des eaux qui alimenteront le réservoir.

(+ la nature des sols et de la végétation destinés à être immergés - voir section 5.1.3).

Il importe d'insister sur le fait que *ces études devraient normalement faire partie intégrante de la phase "avant-projet" des futurs aménagements de ce genre*, tout comme les études hydrologiques et économiques habituelles, de telle sorte que les divers résultats puissent être pris en compte lors de la prise de la décision finale concernant le type d'aménagement à entreprendre.

¹

A titre d'exemple, on pourrait mentionner les caractéristiques suivantes: bassin versant peu influencé par les activités de l'homme; cuvette non boisée et peu accidentée; réservoir peu profond et non stratifié, avec un rapport {écoulement annuel/volume emmagasiné} très élevé; aménagement à fins limitées (approvisionnement en eau potable).

TABLEAU 5-5: RESUME DES RECOMMANDATIONS GLOBALES POUR LES FUTURES ETUDES DE RESERVOIR.

A: <u>BASSIN VERSANT</u>		
Secteur	Données	Utilisation des données/remarques
Utilisation du territoire (en amont et autour du réservoir projeté)	Apports théoriques en substances nutritives (N,P) ou toxiques	Estimé des apports susceptibles d'être introduits dans le futur réservoir
Météorologie, climatologie	Vents dominants (vitesse, direction) Régime thermique Evaporation	Estimé du degré de brassage Calcul du bilan énergétique du futur réservoir (température de l'eau; degré et durée de la stratification; durée de la période hivernale sous couvert de glace)
Hydrologie	Ecoulement annuel (débits moyens journaliers) Débits mensuels moyens Débits de crue et débits d'étiage (analyse statistique pour différen- tes périodes de jours consécutifs)	Calcul des temps de séjour de l'eau dans le futur réservoir pour différents épisodes hydrologiques, en tenant compte de la stratification thermique, s'il y a lieu Calcul des fluctuations de niveau à anticiper
Hydrochimie (en amont et en aval du futur réservoir)	Evolution longitudinale de la qua- lité de la rivière pendant diffé- rents régimes hydrologiques (étiage d'été, étiage d'hiver, crue de printemps, crue d'été, crue d'automne): accent mis sur les éléments nutritifs (C,N,P: formes inorganiques et organiques, en solution et en suspension), le fer, le manganèse, la turbidité, les solides en suspension	Détection des sources ponctuelles en éléments nutritifs en amont du réservoir Caractérisation de la rivière <u>avant</u> l'aménagement du réservoir

TABLEAU 5-5: RESUME DES RECOMMANDATIONS GLOBALES POUR LES FUTURES ETUDES DE RESERVOIR (suite).

B: SITE DU RESERVOIR		
Secteur	Données	Utilisation des données/remarques
Morphologie	Relations hauteur-volume, hauteur-superficie	Calcul de la profondeur théorique de la thermocline Délimitation de la zone qui se trouvera en dessous de la thermocline Evaluation du degré de brassage et d'oxygénation Délimitation de la zone qui sera exondée lors des fluctuations du niveau d'eau du futur réservoir
Pédologie (voir tableau 5-4 pour de plus amples détails)	Concentrations en carbone organique, en azote organique Granulométrie Demande biochimique en oxygène Concentrations en éléments échangeables (azote ammoniacal, phosphore total, manganèse, fer) Concentrations en phosphore bio-disponible	Détermination des origines des sols présents dans la cuvette Caractérisation et classification des sols; délimitation des aires correspondant à chaque classe Evaluation de l'influence que les sols immergés auront sur la fertilité et la potabilité des eaux du futur réservoir Note: accent mis sur la zone la plus profonde de la cuvette, celle qui se trouvera en dessous de la thermocline s'il y en a une Calcul des apports autochtones en phosphore, azote ammoniacal, fer et manganèse susceptibles d'être libérés du fond du futur réservoir Note: à mesure que l'expérience sera acquise avec les différents types de sol au Québec, le nombre de sols à tester diminuera; avec les résultats pour plusieurs types de sol, on pourra espérer établir des relations statistiquement vérifiables entre les analyses pédologiques et les essais d'immersion
Hydrochimie (au point où la rivière se jettera dans le futur réservoir)	Concentrations en éléments nutritifs (C,N,P: formes inorganiques et organiques) en solution et en suspension Solides en suspension, turbidité Débit instantané lors du prélèvement Débits journaliers Potentiel de fertilité; facteur chimique pouvant limiter la production primaire Concentrations en manganèse et en fer	Détermination des relations entre les concentrations et le débit Calcul des charges en éléments <i>dissous</i> et en éléments <i>en suspension</i> auxquelles sera soumis le futur réservoir Note: durée minimum de 2 ans complets, débutant en automne; la fréquence de mesure varie selon le régime hydrologique, étant plus élevée en période de débits forts ou variables

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AKENSOVA, Y.I. (1972).
Effect of Regulation of the Lower Don Flow on the Phytoplankton. *Hydrobiol. J.*, 8: 24-27.
- ALLEN, E.J. (1960).
Taste and Odor Problems in New Reservoirs in Wooded Areas. *Jour. AWWA.*, 52: 1027-1032.
- ANON. (1880).
Cité dans: Whipple, G.C. (1914). *The Microscopy of Drinking Water*. 3e édition. J. Wiley and Sons, New-York, N.Y. Chapitre 14.
- ASCE (Anonyme). (1901).
Decolorization of Water. *Transactions ASCE*, 46: 141-181.
- AVAKIAN, A.B. et FORTUNATOV, M.A. (1972).
Les lacs de barrage du monde. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18: 787-796.
- BAGNYUK, V.M. (1969).
The role of cellulose microorganisms in the destruction of cellulose in the Kiev reservoir. *Hydrobiological J.*, 46.
- BALLINGER, D.G. et McKEE, G.D. (1971).
Chemical Characterisation of Bottom Sediments. *Jour. WPCF.*, 43: 216-227.
- BENEDETTI, A.J. et ROLLER, J.A. (1962).
Preparation of an impoundment area in Washington. *J. AWWA.* 54: 197-202.
- BOIVIN, M. et FERLAND, M. (1974).
Le climat de Victoriaville. *Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service de la météorologie, publication MP-54*.
- BREZONIK, P.L. (1972).
Nitrogen: Sources and transformations in natural waters.
In: Allen, H.E. and Kramer, J.R. ( d). *Nutrients in natural waters*. Wiley-Interscience, New-York, p. 1-50.
- BURDICK, J.C. et PARKER, F.L. (1971).
Estimation of water quality in a new reservoir. Department of Environmental and Water Resources Engineering, School of Engineering, Vanderbilt University and U.S. Army Corps of Engineers, Report No 8, 500 p.
- CAILLE, A., CAMPBELL, P.G., CLUIS, D., COUTURE, P. et TALBOT, L. (1975).
Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux de surface du bassin de la rivière Yamaska. Rapport final pour les Services de Protection de l'Environnement, Ministère des Affaires Municipales, Gouvernement du Québec, septembre 1975.
- CANADA. MINISTÈRE DE LA SANTÉ NATIONALE ET DU BIEN ÊTRE SOCIAL. (1969).
Normes et objectifs de l'eau potable au Canada, 1968. 42 p.

- CLUIS, D., COUILLARD, D. et DUROCHER, H. (1975).
Etude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants de la St-François et de la Yamaska: modèle d'apports. Entente-MRN (Qualité) - INRS (Eau), Rapport d'avancement des travaux, juin 1975, 19 p.
- DAVIS, E., SMITH, R.B. et GOOS, G. (1972).
Predicting reservoir water changes: a laboratory investigation. Conférence présentée au "Symposium on the Lakes of Western Canada". Edmonton, 16-17 novembre 1972.
- DE MARCO, J., KURBIEL, J., SYMONS, J.M. et ROBECK, G.G. (1967).
Influence of Environmental Factors on the Nitrogen Cycle in Water. Jour. AWWA., 59: 580-592.
- DENISOVA, A.I. et al. (1972).
Hydrochemistry of the Dnieper River under the conditions of regulated flow. Verh. Internat. Verein. Limnol., 18: 854-858.
- DILLON, P.J. (1975).
The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. Limnol. Oceanogr. 20: 28-39.
- DILLON, P.J. et KIRCHNER, W.B. (1975).
The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. Water Research, 9: 135-148.
- DUCHAUFOR, P. (1965).
Précis de pédologie. 2e édition. Masson et Cie, Paris, chapitre 2, p. 23-46.
- ENGLER, R.M. et PATRICK, W.H. (1974).
Nitrate removal from flood water overlying flooded soils and sediments. J. Environ. Qual., 3: 409-413.
- EPA. (1971).
Algal Assay Procedure: Bottle Test. U.S. Environmental Protection Agency, National Eutrophication Research Program, 82 p.
- FAIR, G.M., GEYER, J.C. et OKUN, D.A. (1966).
Water and Wastewater Engineering. Volume 1. Water Supply and Wastewater Removal. John Wiley & Sons Inc., New-York. Chapitre 11, p. 11-1 à 11-6.
- FERLAND, M. (1969).
Evapotranspiration potentielle au Québec. Naturaliste canadien, 96: 601-619.
- FERLAND, M. et GAGNON, R.M. (1967).
Climat du Québec méridional. Ministère des Richesses naturelles du Québec. Service de la météorologie, publication MP-13.
- FITZGERALD, D. (1895).
Citée dans: Whipple, G.C. (1914). The Microscopy of Drinking Water. 3e édition. John Wiley & Sons, New-York, N.Y., chapitre 14, p. 224.

- FOGG, G.E. (1971).
Extracellular products of algae in freshwater. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 5: 1-25.
- GEORGÜ, H.W. et WIBER, E. (1960).
The chemical composition of individual rainfalls. Technical note, Contract AF61 (052) - 249, 28 p. Air Force Cambridge Research Centre, Bedford, Mass.
- GIBBS, R.J. (1973).
Mechanisms of trace metal transport in rivers. Science, 180: 71-73.
- GJESSING, E.T. et SANDAL, J.E. (1968).
Humic Substances in Water and the Effect of Impoundment. Jour. AWWA., 60: 451-454.
- GOERING, J.J. (1972).
The role of nitrogen in the eutrophic process.
In: Mitchell, R. (éd). Water Pollution Microbiology. Wiley-Interscience, New-York, p. 43-68.
- GOLDMAN, C.R. (1972).
The role of minor nutrients in limiting the productivity of aquatic ecosystems. Nutrients and Eutrop Special Symp. 1: 21-38.
- GRIFFIN, A.E. (1960).
Significance and removal of Mn in water supplies. Jour. AWWA., 52: 326.
- HAMEL, A. (1973).
Communication personnelle.
- HAZEN, A. (1916).
In: Stearns, R.H. (1916). Decolorization of water by storage. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 30: 20-34.
- HAZEN, A. et FULLER, G.W. (1907).
Citée dans: Whipple, G.C. (1914). The Microscopy of Drinking Water. 3e édition. John Wiley & Sons, New-York, N.Y. Chapitre 14, p. 218-245.
- HOLDEN, W.S. (1970).
Water Treatment and examination. Ed. by W.S. Holden for the Society for Water Treatment and Examination.
- HYNES, H.B.N. (1969).
The enrichment of streams.
In: Eutrophication: causes, consequences, correctives, compte-rendu d'un symposium à l'Université de Wisconsin, Madison, du 11 au 15 juin 1967. National Academy of Sciences, Washington, D.C., p. 188-196.
- JACKSON, D.D. (1916).
In: Stearns, R.H. (1916). Decolorization of water by storage. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 30: 20-34. (Voir discussion, p. 32).

- JACKSON, M.L. (1958).
Soil Chemical Analysis. Constable & Co. Ltd., London, 498 pp.
- JAMES, G.V. (1971).
Water Treatment. CRC Press, Fourth Edition.
- JENNE, E.A. (1968).
Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn Concentrations in Soils and Water: the Significant Role of Hydrous Mn and Fe oxides.
In: Trace Inorganics in Water. Advances in Chemistry Series, No 73, American Chemical Society, p. 337-387.
- JOBIN, R. (1972).
Effets de la capacité tampon et de la matière organique sur l'oxydation du Fe (II) en milieu aquatique. Eau du Québec, 5: 13-17.
- JOHNSON, N.M., LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., FISHER, D.W. et PIERCE, R.S. (1969).
A Working model for the variation in streamwater chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Water Resources Res., 5: 1353-1363.
- KALFF, J. (1972).
Net plankton and nanoplankton production and biomass in a north temperature zone lake. Limnology and Oceanography, 17(5): 712-720.
- KENNEY, J.F. et KEEPING, E.S. (1965).
Mathematics of statistics. Tome II, 2e édition. D. Van Nostrand Co., Princeton, N.J. Chapitre 9, p. 254-257.
- KEUP, L.E., McKEE, G.D., RAAKE, E.W. et WARNER, R.W. (1970).
Water Quality Effects of Leaching from Submerged soils. J. AWWA., 4: 391-396.
- LAGLER, F.K. (1969).
Man-Made Lakes, planning and development. FAO, Rome.
- LALIBERTE, A. (1973).
Communication personnelle.
- LAMONTAGNE, M.P., AUGER, P. et GUILLEMETTE, A. (1974).
Inventaire Biophysique de la rivière Bulstrode, Bassin Nicolet. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service Qualité des eaux.
- LAPITSKY, I.I. (1966).
Cité dans: Rzoska, 1966: Discussion.
- LEE, G.F. (1970).
Factors influencing the transfer of material between water and sediments. Eutrophication information program, University of Wisconsin, Madison. Occasional Paper No. 1, 50 p.
- LIKENS, G.E., BORMAN, F.H., JOHNSON, N.M. et PIERCE, R. (1967).
The calcium, magnesium, potassium and sodium budgets for a small forested ecosystem. Ecology, 48: 772-785.

LOCKRIDGE, E.E. (1916).

In: Stearns, R.H. (1916). Decolorization of water by storage. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 30: 20-34.

LOVE, S.K. (1961).

Relationship of Impoundments to Water Quality. Jour. AWWA., 53: 559-568.

LOWE-McCONNELL, R.H. (1971).

Reservoirs in relation to man: fisheries. International Symposium on Man-Made Lakes. Their problems and environmental effects. Knoxville, Tennessee, 1971.

MASSIN, B. (1971).

Zones agroclimatiques du Québec médional. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service de la météorologie, publication M-35.

MAYSTRENKO, Y.G., DENISOVA, A.I., BAGNYUK, V.M. et ARYAMOVA, Z.M. (1969).

The Role of higher aquatic plants in the accumulation of organic and biogenic substances in water bodies. Hydrobiological J., 5: 21-31.

MAYSTRENKO, Y.G. et DENISOVA, A.I. (1972).

Method of forecasting the content of organic and biogenic substances in the water of existing and planned reservoirs. Soviet Hydrology: Selected Papers, 6: 515-540.

MEYBECK, M. (1972).

L'érosion et la qualité de l'eau au Québec. INRS-Eau, rapport interne, 43 p.

MILLER, W.E., MALONEY, T.E. et GREENE, J.C. (1974).

Algal productivity in 49 lake waters as determined by algal assays. Water Research, 8: 667-679.

MRN. (1970).

Etude biologique (Phase II) du bassin de la rivière Yamaska. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service de l'aménagement hydraulique.

MRN. (1971).

Victoriaville - Avant-projet d'un barrage-réservoir à fins multiples. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service de l'aménagement hydraulique.

NICHOLS, W.R. (1883).

Cité dans: Whipple, G.C. (1914). The Microscopy of Drinking Water. 3e édition. John Wiley & Sons, New-York, N.Y., chapitre 14, p. 220-222.

NISBET, M. et VERNEAUX, J. (1970).

Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. Annales de Limnologie, 6(2): 161-190.

OPDQ. (1973).

Projet d'aménagement des eaux du bassin versant de la Yamaska - Rapport de la mission biochimique de la Yamaska. Office de la Planification et du Développement du Québec.

- PALMER, C.M. (1962).
Algae in water supplies. U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Public Health Service, Washington, D.C.
- PATALAS, K. (1974).
Present predictive capability by modelling of chemical processes and budgets. Conférence présentée à l'atelier "Environnemental effects of reservoirs", à l'Institut des Eaux Douces du Canada, Winnipeg, 1-3 octobre, 1974.
- PEARSON, F.J. and FISHER, D.W. (1971).
Chemical composition of atmospheric precipitation in the Northeastern United States. U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 1535 P.
- ROCHON, J. et TARDIEUX, P. (1962).
Techniques d'analyse en microbiologie du sol. Editions de la Tourelle, St-Mandé.
- POTTER, A. (1916).
In: Stearns, R.H. Decolorization of water by storage. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 30: 20-34.
- PURCELL, L.T. (1939).
The Aging of Reservoir Waters. Jour. AWWA. 31: 1775-1806.
- RODHE, W. (1964).
Effects of Impoundment on Water Chemistry and Plankton in Lake Ransaven (Swedish Lapland). Verh. Internat. Verein. Limnol., 15: 437-443.
- RZOSKA, J. (1966).
The Biology of Reservoirs in the USSR.
In: Man-Made Lakes. Editeur R.H. Lowe-McConnell. Academic Press, London et New-York, p. 149-157.
- SACHDEV, M.S. et CHHABRA, P. (1974).
Transformation of sulfur-35 labeled sulfate in aerobic and flooded soil conditions. Plant Soil, 41: 335-341.
- SAVILLE, C.M. (1925).
Color and other phenomena of water from and unstripped reservoir in New England. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 39: 145-170.
- SAVILLE, C.M. (1929).
Color Reduction in Storage Reservoirs. J. New Eng. Wat. Works. Assoc., 43: 416.
- SCHEFFE, H. (1959).
The analysis of variance. John Wiley and Sons Ltd., New-York, N.Y. Chapitre 4, p. 112-119.
- SOLTENO, R.S., WRIGHT, J.C. et HORPESTAD, A.A. (1973).
Effects of Impoundment of the Water Quality of the Bighorn River. Water Research, 7: 343-354.

SPEAR, R.D. (1966).

The effect of impoundment on aquatic organisms-plankton.

In: Effects of impoundment on water chemistry and water quality. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, Water chemistry Seminar, 1966-67.

STEARNS, F.P. (1890).

The effect of storage upon the quality of water. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 5: 115-125.

STEARNS, F.P. (1917).

Cité dans Saville, C.M. (1929).

STEARNS, R.H. (1916).

Decolorization of water by storage. J. New Eng. Wat. Works Assoc., 30: 20-

STEIN, J.E. et DENISON, J.G. (1966).

In situ benthal oxygen demand of cellulosic fibers. Adv. in Water Poll. Res. 3: 181-190.

STRASKRABA, M. (1973).

Limnological basis for modeling reservoir ecosystems.

In: Ackermann, W.C., White, G.F. et Worthington, E.B. (éds). Man-Made Lakes: their problems and environmental effects. American Geophysical Union, Washington, D.C., p. 517-535.

SYLVESTER, R.O. et SEABLOOM, R.W. (1965a)

Influence of site characteristics on quality of impounded water. J. AWWA., 57: 1528-1546.

SYLVESTER, R.O. et SEABLOOM, R.W. (1965b).

Quality of impounded water as influenced by site preparation. University of Washington, College of Engineering, Department of Civil Engineering, Technical report, 65 p.

SYMONS, J.M., WEIBEL, S.R. et ROBECK, G.G. (1966).

Influence of Impoundments on Water Quality - A Review of Literature and Statement of Research Needs. USPHS Publ. No 999-WP-18, October 1964, Revised January 1966, 78p.

THEIS, T.L. et SINGER, P.C. (1973).

The stabilisation of Ferrous Iron by Organic Compounds in Natural Waters.

In: "Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters. P.C. Singer, éd. Ann Arbor Science Publishers, chapitre 10, p. 303-320.

VILLENEUVE, O. (1971).

Sommaire climatique de Victoriaville. Ministère des Richesses naturelles Service de la météorologie, publication MP-44.

VISSER, S.A. et MIDDLETON, D. (1969).

Investigations into the influence of moisture content of the environment on the occurrence of soil micro-organisms in the tropics. Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol, 6: 99-113.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968).

Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organisation for economic cooperation and development (OECD), Directorate for scientific affairs, Technical Report DAS/CSI/68.27.

WETZEL, R.G. et RICH, P.H. (1973).

Carbon in freshwater systems.

In: Woodwell, G.M. et PECAN, E.V. (éds). Carbon and the biosphere. Proceedings of the 24th Brookhaven Symposium in Biology, U.S. Atomic Energy Commission, p. 241-263.

WHIPPLE, G.C. (1914).

The Microscopy of Drinking Water. 3e édition. J. Wiley and Sons, New-York, N.Y. Chapitre 14, p. 218-245.

WILROY, R.D. et INGOLS, R.S. (1964).

Aging of Waters in Reservoirs of the Piedmont Plateau. Jour. AWWA., 56: 886-890.

Effets du décapage de la cuvette d'un réservoir sur la qualité de l'eau
emmagasinée: élaboration d'une méthode d'étude et application
au réservoir de Victoriaville (rivière Bulstrode, Québec)

APPENDICES

LISTE DES APPENDICES

1. CLIMATOLOGIE

- 1.1 Conditions météorologiques régionales prévalant à Victoriaville
pour la période de juillet à octobre 1973
- 1.2 Bilan énergétique

2. PHYSICO-CHIMIE, ASPECTS STATISTIQUES

- 2.1 Analyse statistique des données physico-chimiques
- 2.2 Test d'égalité de deux moyennes et de deux variances

3. HYDROCHIMIE

- 3.1 Bilan hydrochimique

APPENDICE 1

CLIMATOLOGIE

- 1.1. Conditions climatiques prévalant à Victoriaville
pour la période de juillet à octobre 1973
- 1.2. Bilan énergétique

1.1 Conditions climatiques prévalant à Victoriaville durant la période de juillet à octobre 1973

La station météorologique opérée par l'INRS-Eau a permis de mesurer les températures journalières (maximales, minimales et moyennes), la précipitation (quantité, début et fin), et la radiation de courte longueur d'onde au cours des mois de juillet, août et septembre 1973 (Tableaux 1, 2 et 3). Les mesures d'ensoleillement rapportées dans ces tableaux proviennent de la station météorologique d'Arthabaska. La station opérée par l'INRS-Eau a fourni aussi des données sur l'humidité relative à 8h. et 18h. et sur l'évaporation du bac de classe A pour la même période (Tableaux 4, 5 et 6). On y trouve aussi le parcours cumulé journalier du vent, les températures journalières de l'eau du bac (maximales, minimales et moyennes), ainsi que les températures de l'air (maximales, minimales et moyennes). Les données d'humidité relative à 14h. proviennent de la station d'Arthabaska.

Les Tableaux 7, 8 et 9 comparent les données météorologiques obtenus à Victoriaville et à Arthabaska avec les valeurs moyennes obtenues au cours de la période de 1950 à 1970 (Villeneuve, 1971). Ces tableaux permettent de constater que les températures moyennes et minimales sont un peu plus élevées au cours des mois de juillet et d'août, et qu'elles sont probablement influencées par le microclimat urbain d'Arthabaska. Il y a aussi quelques différences dans les précipitations entre les deux stations à cause de la distance séparant les deux stations (4 milles) et des erreurs résultant des difficultés d'observation inhérentes à ce phénomène.

Les températures enregistrées au mois de juillet 1973, à Victoriaville, se situent exactement dans la moyenne des valeurs historiques pour ce mois. Par contre, la température moyenne du mois d'août 1973 est plus élevée d'environ 4°F à cause du plus grand nombre de jours d'été (température maximale quotidienne plus grande que 77°F) et de jours de chaleurs (température maximale quotidienne plus grande que 80°F). La température moyenne du mois de septembre 1973 est un peu plus faible, même si les cinq premiers jours du mois sont particulièrement chauds. En effet, les moyennes des températures maximales et minimales pour ces cinq jours sont de 81.6°F et de 60.6°F.

Le mois de juillet 1973 a été un mois très sec, car les précipitations sont beaucoup plus faibles que la moyenne. Par contre, les mois d'août et de septembre ont des valeurs de précipitation beaucoup plus élevées, qui dépassent la moyenne, mais ne sortent pas de la gamme des valeurs déjà mesurées. La précipitation du 5 septembre a été particulièrement élevée (2.04 pouces).

On ne possède pas de données comparatives du rayonnement solaire reçu sur un plan horizontal situé au niveau de la surface du sol. Cependant, à partir des valeurs d'ensoleillement, on pourrait calculer le rayonnement solaire moyen d'une équation empirique et on pourrait alors dire que le rayonnement solaire est supérieur à la moyenne en juillet et inférieur à la moyenne en septembre.

Les données d'évaporation du bac de classe A sont difficilement comparables à cause du manque d'appareils évaporométriques dans la région. Les seules données comparatives qu'on possède proviennent de calculs empiriques de l'évapotranspiration potentielle, et on sait que ces données montrent beaucoup de divergence sur une base mensuelle (Ferland, 1969). Le Tableau 10 montre une évaluation comparative des valeurs obtenues avec celles de la station d'Ormstown située au sud de Montréal. La valeur obtenue au mois de juillet semble un peu élevée. Cependant, si on applique le facteur de correction habituellement accepté (0.8) à ces valeurs obtenues pour obtenir l'évaporation potentielle et si on tient compte des conditions particulièrement chaudes et sèches qui prévalaient au mois de juillet, on se rend compte que cette valeur peut se rapprocher de la valeur calculée dans la Figure 2-6 (section 2.2.2).

1.2 Bilan énergétique

A- Théorie

A partir du principe de conservation d'énergie, le bilan énergétique peut s'exprimer ainsi:

$$M = R_{si} - R_r - R_b - R_h - R_e - R_d + R_v \quad (1)$$

où:

R_{si} = intensité du rayonnement solaire total qui est reçu sur une surface horizontale, et qui se compose de l'énergie solaire de courte et de longue longueur d'onde venant directement du soleil ou qui est déviée vers le sol par les nuages ou l'atmosphère;

R_r = intensité du rayonnement solaire réfléchi;

R_b = échange net du rayonnement de grande longueur d'onde ($0.5-50\mu$) entre l'atmosphère et la masse d'eau;

R_h = transfert de chaleur sensible entre l'air et la surface de l'eau;

R_e = énergie nécessaire à l'évaporation;

R_d = énergie nette qui résulte de l'échange de chaleur entre l'eau et le sol ou la végétation;

R_v = énergie nette résultant de l'entrée ou de la sortie d'eau dans le système;

M = accroissement de l'emmagasinement d'énergie dans la masse d'eau.

Le rayonnement solaire incident, R_{si} , peut être mesuré directement à partir d'un pyréliomètre ou solarimètre. Le rayonnement solaire réfléchi, R_r , dépend surtout de facteurs tels que l'altitude du soleil et la turbidité de l'eau. Selon que le soleil se trouve à une altitude faible ou élevée, la réflectivité, $r = R_r/R_{si}$, a une valeur de .05 à .25 (Lowry, 1970). La perte nette du rayonnement de grande longueur d'onde, R_b , est de beaucoup inférieure au rayonnement total de grande longueur d'onde émis par le sol. En effet, cet échange dépend beaucoup de la quantité de vapeur d'eau dans l'atmosphère et du couvert nuageux. Lorsqu'on ne dispose pas d'instruments pour mesurer cet échange de rayonnement, on peut employer une équation empirique pour le calculer (Wiesner, 1970).

$$R_b = \sigma T^4 (0.56 - 0.09 \sqrt{e_a}) (0.1 + 0.9 n/N) \quad (2)$$

où:

σ = constante de Stefan-Boltzman (1.17×10^{-7} cal/cm²/°K⁴/jour);

T = température de l'eau en °K;

e_a = pression de vapeur d'eau exprimée en mm de Hg;

n/N = rapport d'ensoleillement.

On peut simplifier l'équation (1) en exprimant l'énergie nette de rayonnement absorbé ainsi:

$$R_n = R_{si} - R_r - R_b \quad (3)$$

Le transfert de chaleur sensible avec l'atmosphère est habituellement mesuré à partir du rapport de Bowen (1926):

$$B = \frac{R_h}{R_e} = c \left[\frac{T_o - T_a}{e_o - e_a} \right] \frac{p}{1000} \quad (4)$$

où:

B = rapport de Bowen;

T_o, T_a = température de la surface de l'eau et de l'air respectivement (°C);

e_o = pression de vapeur de saturation (mb) correspondant à la température T_o ;

e_a = pression de vapeur de l'air;

p = pression atmosphérique (mb);

c = constante.

Cette équation repose sur l'hypothèse de l'identité des diffusivités par turbulence pour les deux procédés d'évaporation et de convection. On trouve 0.61 comme valeur moyenne, pour le rapport de Bowen, sous des conditions atmosphériques normales.

L'énergie nécessaire à l'évaporation, R_e , peut être mesurée à partir de l'évaporation d'un bac de classe A en appliquant un facteur de correction aux lectures du bac. Le coefficient de correction habituellement accepté au Québec est 0.8. Cependant, on sait que ce facteur peut varier au cours d'une saison et doit être employé seulement pour prédire l'évaporation d'un lac ou d'un réservoir sur une grande période de temps. En effet, le degré d'exposition, le volume et l'aire des surfaces évaporantes sont divers facteurs influençant l'échange de chaleur. A cause de la capacité d'emmagasinement de chaleur très limitée pour un bac, l'effet d'un certain événement climatique est relativement indépendant d'un événement précédant, tandis que pour un lac, l'évaporation d'une journée n'est pas indépendante de l'énergie échangée sur une longue période de temps précédant la période des mesures.

On néglige souvent l'échange d'énergie entre l'eau et le sol, R_d , dans le calcul des bilans énergétiques des lacs ou réservoirs dans lesquels existent un gradient de température et une absence du mélange de chaleur de convection. Lorsque l'emmagasinement de chaleur n'est pas très élevé, cette composante n'est pas toujours négligeable et il faut l'estimer à partir des conductivités et capacités thermiques du sol.

L'énergie nette d'advection, R_v , qui résulte de la quantité d'énergie gagnée par l'écoulement de volumes d'eau vers un lac ou un réservoir lors du ruissellement et des chutes de pluie, ou perdue par le débit sortant, peut être négligée si la différence entre le débit entrant et sortant est faible par rapport au volume d'emmagasinement et si la température de la masse d'eau entrante n'est pas très différente de la température du réservoir ou du lac.

Le changement d'énergie, M , peut donc s'exprimer ainsi en négligeant l'énergie nette d'advection:

$$M = R_n - R_L - R_e - R_d \quad (5)$$

On peut ainsi simplifier le calcul de l'emmagasinement d'énergie d'un lac ou d'un réservoir en évitant la difficulté de déterminer précisément le volume total de la masse d'eau et la structure de la distribution de la température à travers cette masse d'eau.

La Figure 1 montre les variations des composantes du bilan énergétique d'un réservoir pour une journée typique ensoleillée. Les conditions de température, d'humidité relative et de pression de vapeur pour cette journée sont représentées par la Figure 2.

On voit d'abord que l'énergie nette de radiation absorbée, R_n , varie durant le jour avec l'altitude du soleil et tend vers un équilibre négatif la nuit après avoir atteint une valeur minimale immédiatement après le coucher du soleil à cause des pertes du rayonnement de grande longueur d'onde. La plus grande composante de dissipation est l'énergie d'évaporation, R_e , qui suit étroitement les variations de R_n . Le transfert de chaleur sensible avec l'air, R_h , suit aussi les variations de R_n .

On voit aussi que l'échange de chaleur avec le sol, R_d , est plutôt faible à cause du fait que l'eau ne se déplace pratiquement pas au fond. Il a une valeur nette presque nulle parce que la chaleur emmagasinée dans le sol le jour est à peu près égale à celle perdue par le sol durant la nuit.

B- Application

Les variations des composantes énergétiques observées sur la Figure 1 pour une journée typique ensoleillée peuvent être transposées au futur réservoir, ainsi qu'aux bassins expérimentaux simulant les conditions du réservoir. Les deux principales composantes du bilan énergétique seront l'énergie nette de radiation et l'énergie d'évaporation, car en période d'étiage estival on peut négliger l'énergie nette d'advection.

L'énergie nette de radiation absorbée par les bassins expérimentaux ne sera pas très différente de celle absorbée par le futur réservoir même si l'émission du

rayonnement de grande longueur d'onde peut être plus élevée pour les bassins expérimentaux. Les pertes d'énergie par évaporation sont sûrement plus faibles à cause des parois de la piscine qui dépassent la surface de l'eau d'environ 4 pouces. Des études réalisées en Suisse ont montré que la vitesse du vent à une distance égale à 4 fois la hauteur d'une paroi entourant une surface horizontale était réduite jusqu'à 35% et des réductions mesurables de vitesse du vent étaient observées à des distances égales de 8 jusqu'à 28 fois la hauteur (Bruce et Clark, 1966). Cette réduction de vent à la surface, en diminuant le processus de diffusion turbulente, augmente la pression de vapeur et la température de l'air à la surface et diminue ainsi l'évaporation. A cause de la température plus élevée de l'eau, la condensation est probablement nulle.

Le transfert de chaleur sensible à l'atmosphère, R_h , diminue aussi à la surface si on accepte l'hypothèse que les procédés de convection et d'évaporation reposent sur l'identité des diffusivités par turbulence.

L'échange avec le sol est pratiquement nul le jour, car la température de l'eau des bassins expérimentaux reposant à la surface du sol n'a pas une température très différente de celle à la surface du sol. Cependant, l'échange est probablement un peu plus élevé la nuit parce que la température de la surface du sol suit beaucoup la température de l'air. Il en résulte un échange net négatif.

Le Tableau 11 montre les composantes du bilan énergétique pour le réservoir et les bassins expérimentaux pour une journée typique. Les valeurs obtenues pour le réservoir et les bassins expérimentaux ont été calculées en s'inspirant des considérations précédentes et de la Figure 1, et en prenant les valeurs de 550 cal/cm^2 pour l'énergie incidente, R_{si} , 0.10 pour la fraction d'énergie absorbée, R_{si}/R_r , 0.6 pour le rapport entre l'énergie d'évaporation et le transfert de chaleur sensible, .38 cm d'eau comme quantité d'évaporation, 25°C pour la température de l'eau, T_e , 25 mb comme pression de vapeur, e_a , et 1 comme rapport d'ensoleillement. Les valeurs d'énergie incidente, d'évaporation, de température de l'eau et de pression de vapeur proviennent de valeurs obtenues fréquemment pour une journée ensoleillée d'été.

L'énergie nette d'évaporation du réservoir, R_e , a été calculée en appliquant un facteur de 1.1 à l'énergie nette d'évaporation des bassins expérimentaux pour tenir compte des conditions différentes. Les composantes R_h ont été calculées à

partir de R_e . De plus, on a estimé que le rayonnement de grande longueur d'onde, R_b , des bassins expérimentaux était environ 15% plus élevé. L'échange d'énergie avec le sol, R_d , tient compte de la profondeur du réservoir par rapport à celle des bassins expérimentaux.

La différence d'énergie emmagasinée par les bassins expérimentaux entre le jour et la nuit (250 cal/cm^2) est environ trois fois plus élevée que la différence d'énergie emmagasiné par le réservoir pour une même surface. Certaines composantes énergétiques peuvent changer beaucoup d'une journée à l'autre, mais cette valeur se rencontrera souvent en période estivale.

Les variations de température de l'eau résultant des variations journalières du bilan énergétique peuvent être calculées d'après l'équation suivante:

$$\Delta T = \frac{M \times \text{Surface}}{\text{Volume}} = \frac{M}{\text{hauteur}}$$

Pour M égal à 250 cal/cm^2 et une hauteur de 90 à 95 cm, on obtient pour les piscines une variation de température de 2.6 à 2.8°C . Dans le cas du réservoir avec une surface de $10 \times 10^6 \text{ pi}^2$ et un volume de $90 \times 10^6 \text{ pi}^3$ d'eau (MRN, 1971), les variations journalières de température seraient de l'ordre de 0.3°C .

Les écarts de température enregistrés dans les bassins expérimentaux sont présentés dans le Tableau 12. Les écarts moyens de température pour les mois de juillet, août et septembre sont respectivement 2.9° , 2.8°C et 3.5°C ($5-6^\circ\text{F}$) et correspondent bien aux écarts de température calculés à partir du bilan énergétique.

A partir du Tableau 12, on constate, malgré le peu de mesures, que la température de l'eau des bassins expérimentaux est particulièrement élevée (moyenne de 25.5°C). Considérant que la température de l'eau de la rivière a environ la même valeur, on peut prédire que la température de l'eau du réservoir se situera probablement aux environs de 24°C .

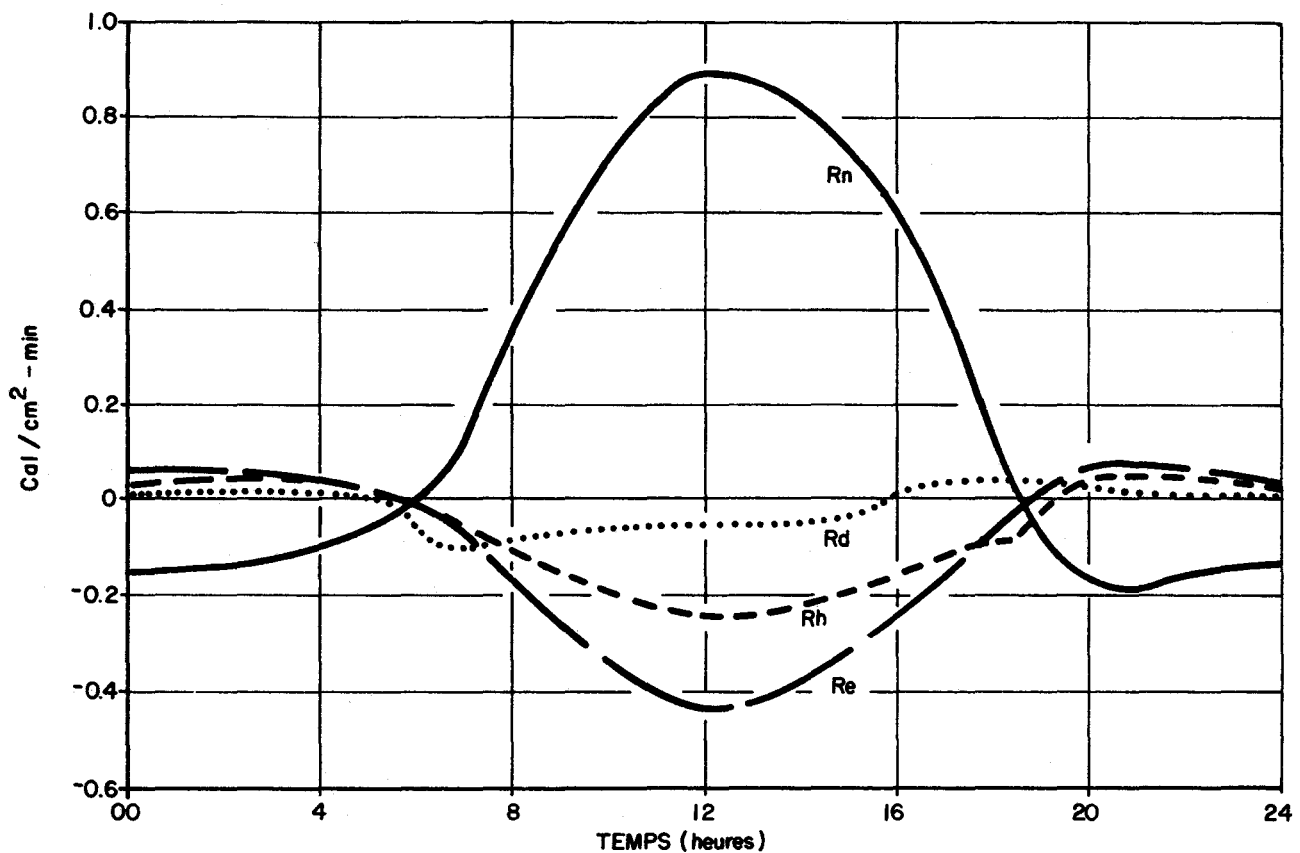


Fig. 1. Variation des composantes du bilan énergétique pour une journée typique. (tiré de Lowry, 1970).
 Rn, Re, Rh et Rd sont respectivement l'énergie nette de radiation absorbée, l'énergie d'évaporation, le transfert de chaleur sensible avec l'air et l'échange de chaleur avec le sol.

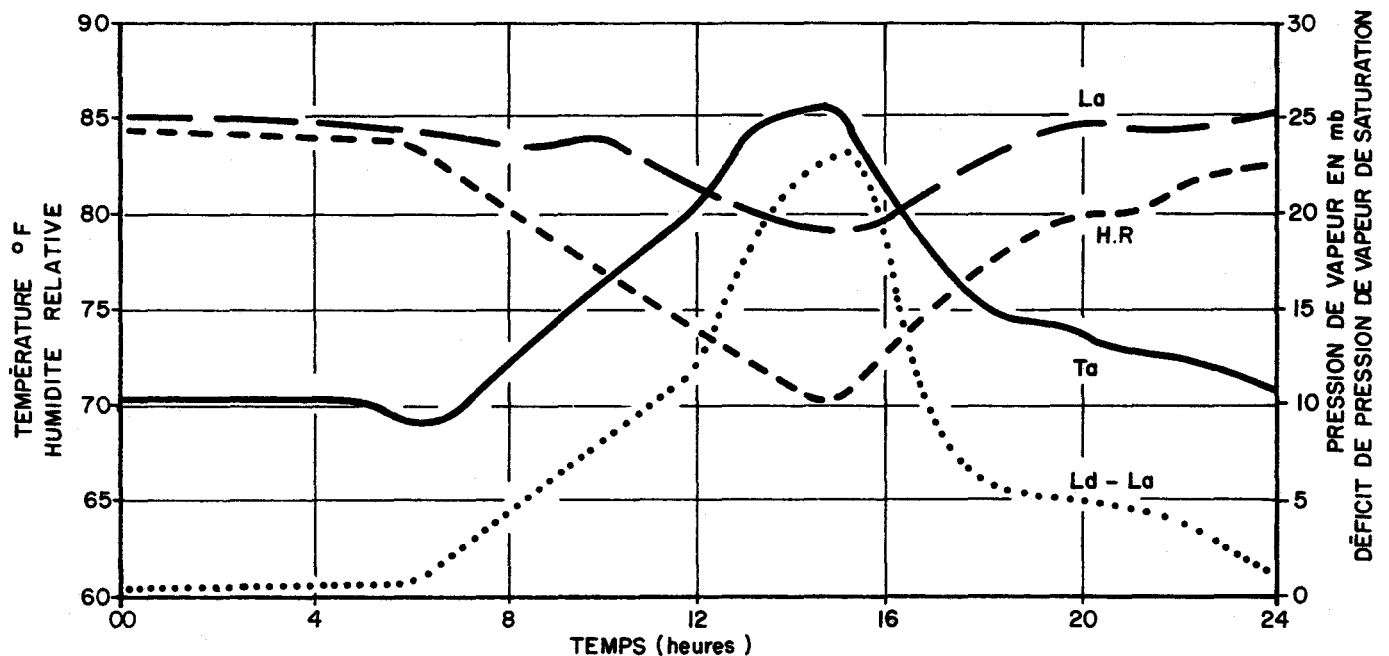


Fig. 2. Variation des conditions de température de l'air, Ta, d'humidité relative, H.R., de pression de vapeur, La, et du déficit de pression de vapeur Ld-La pour une journée typique (d'après Wiesner, 1970).

TABLEAU 1

Température de l'air, précipitation, ensoleillement et rayonnement: JUILLET 1973

DATE	Température (°F)				Précipitation			Insolation		Radiométrie (langley)
	max.	min.	diff.	moy.	quant. (pces)	Début	Fin	réelle (h)	$\frac{\text{réelle}}{\text{possible}}$	
1	81	66	15	74				7.3	.46	-
2	82	65	17	74				12.8	.81	-
3	83	69	14	76				1.3	.08	-
4	82	64	18	73	.09			11.7	.75	-
5	78	61	17	70	.01	5.00	6.00	8.7	.55	380
6	76	61	15	69				11.0	.71	503
7	81	64	17	73				9.9	.63	-
8	84	69	15	77				9.3	.60	498
9	82	65	17	74				13.9	.89	581
10	70	57	13	64	.45	17.00		2.1	.13	280
11	65	50	15	58			8.00	5.7	.37	485
12	70	52	18	60	.06	20.00	20.45	12.5	.81	566
13	73	49	24	61	.37	11.00	15.00	6.9	.45	229
14	75	54	21	65				7.2	.46	437
15	74	52	22	63	.51	16.00	17.30	10.1	.65	501
16	72	44	28	68				14.6	.95	628
17	78	46	22	57				14.5	.94	595
18	80	51	29	66				14.4	.94	595
19	81	58	23	70				13.0	.84	540
20	76	57	19	67				11.1	.73	475
21	78	55	23	67				12.8	.84	570
22	74	44	30	59				14.3	.93	610
23	78	55	23	67				14.3	.94	586
24	86	62	24	74				12.7	.84	620
25	85	65	20	75	.03			11.0	.72	-
26	77	64	13	71	.18	5.00	6.45	0.0	.00	152
27	82	68	14	75	.39	6.00	9.00	5.3	.35	228
28	81	63	18	72	.13	16.00		9.6	.64	426
29	77	52	22	63	.06		16.00	8.3	.55	391
30	80	57	23	69				12.2	.81	484
31	84	51	33	68	.12			9.0	.60	438
TOTAL	2426	1790			2.40			307.5	19.84	11,798
MOY.	78.2	57.7	10.5	67.9				9.92	.64	472

TABLEAU 2

Température de l'air, précipitation, ensoleillement et rayonnement: AOUT 1973

DATE	Température (°F)				Précipitation			Insolation		Radiométrie (langley)
	max.	min.	diff.	moy.	quant. (pces)	Début	Fin	réelle (h)	{réelle possible}	
1	84	62	22	73	.92	4.15	5.00	7.1	.48	400
2	73	59	14	66	.11	1.45	16.00	0.0	.00	93
3	77	57	20	67				5.7	.39	-
4	74	57	17	66				3.3	.22	280
5	80	59	21	70				8.2	.56	417
6	74	60	14	67	.24	17.00	23.00	1.6	.11	230
7	81	62	19	72	.32	17.00	18.30	3.5	.24	277
8	78	69	9	74	.02			2.7	.19	321
9	80	61	19	71	.61	16.00	17.45	1.2	.08	255
10	83	68	15	76	.11			8.0	.55	370
11	81	63	18	72	.18	{ 2.15 21.30	{ 5.15 22.30	8.1	.56	364
12	75	59	16	67	.09	13.00	20.00	10.5	.73	380
13	76	55	21	66	.05	12.00	12.15	5.1	.36	307
14	77	62	15	70	.44	20.30	23.50	2.4	.17	311
15	74	49	25	62	1.14	18.15	19.30	3.1	.22	235
16	78	56	22	67				13.0	.92	491
17	83	61	22	72				10.2	.72	477
18	85	55	30	70				10.3	.73	441
19	82	59	23	71	.15	13.00	17.15	7.7	.55	247
20	82	56	26	69				12.9	.92	434
21	80	59	21	70	.20	21.15	22.30	11.9	.86	486
22	67	40	27	54	.25	5.00	13.15	0.2	.01	114
23	66	40	26	53				8.6	.62	359
24	65	46	19	56				13.1	.95	533
25	74	57	17	66				12.1	.88	467
26	75	55	20	65				0.0	.00	409
27	80	62	18	71	.62	23.30		8.3	.61	370
28	81	50	31	66			1.45	8.4	.62	376
29	81	62	19	72	.13	21.15	23.30	10.0	.74	433
30	80	62	18	71	.08	14.45	15.15	8.7	.65	331
31	78	64	14	71	.51	22.45	24.00	9.8	.73	401
TOTAL	2404	1786			6.17			215.7	15.36	10,655
MOY.	77.5	57.6	19.9	67.5				7.0	.50	355

TABLEAU 3

Température de l'air, précipitation, ensoleillement et rayonnement: SEPTEMBRE 1973

DATE	Température (°F)				Précipitation			Insolation		Radiométrie (langley)
	max.	min.	diff.	moy.	quant. (pces)	Début	Fin	réelle (h)	{réelle possible}	
1	80	62	18	71	.27	22.30	23.00	2.4	.18	238
2	85	60	25	73				6.0	.45	300
3	82	60	22	71	1.39	20.00	24.00	6.8	.52	309
4	75	57	20	67				8.5	.64	411
5	86	64	22	75	2.04	18.30		8.0	.61	405
6	73	48	25	61	.23		11.00	3.2	.24	161
7	62	45	17	54	.19	12.00	12.30	7.4	.57	320
8	55	45	10	50	.02	14.15	14.45	0.2	.02	145
9	57	36	21	47	.03	10.15	10.45	3.9	.30	256
10	60	47	13	54	.12			8.9	.69	410
11	62	42	20	52	.18	{ 2.00 14.15	{ 2.30 14.45	5.7	.45	289
12	59	40	19	50	.03	17.30	17.35	3.8	.30	298
13	60	46	14	53				7.6	.60	319
14	63	49	14	56				7.3	.57	391
15	65	47	18	56				5.2	.41	298
16	52	29	23	41	.07	16.00	19.00	0.0	.00	140
17	55	41	14	48	.31			9.7	.78	443
18	53	36	17	45	.58	1.00	17.00	0.0	.00	51
19	59	44	15	52				7.1	.57	319
20	52	27	25	40	.32	8.00	14.00	0.4	.03	89
21	52	34	18	43				9.8	.80	362
22	54	40	14	47	.35	11.00	19.00	0.0	.00	110
23	49	33	16	41				0.0	.00	104
24	59	36	23	48				3.9	.32	294
25	65	40	25	53				8.8	.73	363
26	67	53	14	60				7.3	.61	329
27	69	41	28	55	.12	17.00	18.30	0.7	.06	194
28	65	48	17	57				9.1	.76	361
29	60	29	31	45				5.1	.43	243
30	56	39	17	48				10.1	.86	400
31										
TOTAL	1891	1318			6.25			156.9	12.5	8352
MOY.	63.0	43.9	19.1	53.5				5.2	.42	278

TABLEAU 4

Humidité relative, évaporation, vitesse du vent, température de l'eau et de l'air:
JUILLET 1973

DATE	Humidité relative (%)			Evaporation du bac de classe A (pcs)	Parcours du vent (milles)	Temp. de l'eau du bac (°F)			Temp. de l'air (°F)		
	8hres	14hres	18hres			max.	min.	moy.	max.	min.	moy.
1	-	90	-	-	-	-	-	-	81	66	74
2	-	74	-	-	-	-	-	-	82	65	74
3	-	82	-	-	-	-	-	-	83	69	76
4	-	78	-	-	-	-	-	-	82	64	73
5	77	80	66	.20	95	84	62	73	78	61	70
6	64	72	65	.27	116	84	59	72	76	61	69
7	72	69	72	.37	217	85	71	78	81	64	73
8	96	75	-	.31	168	90	72	81	84	69	77
9	52	52	86	.39	51	89	64	77	82	65	74
10	95	72	77	.15	69	82	57	70	70	57	64
11	94	89	74	.29	90	72	54	63	65	50	58
12	58	68	84	.22	121	70	52	61	70	52	60
13	59	71	85	.07	175	74	50	56	73	49	61
14	54	73	64	.30	106	78	58	68	75	54	65
15	64	80	90	.22	54	84	58	71	74	52	63
16	84	84	49	.38	49	85	54	70	72	44	68
17	75	63	55	.12	33	87	58	73	78	46	57
18	64	56	60	.26	38	90	63	77	80	51	66
19	71	60	86	.29	94	85	69	77	81	58	70
20	72	76	73	.20	34	86	66	76	76	57	67
21	85	81	59	.27	45	88	52	70	78	55	67
22	69	78	49	.16	53	84	55	70	74	44	59
23	75	59	60	.19	52	86	55	71	78	55	67
24	72	76	58	.25	55	90	68	79	86	62	74
25	73	65	60	.31	63	91	68	80	85	65	75
26	90	95	60	.05	68	75	62	69	77	64	71
27	95	95	78	.21	168	83	67	75	82	68	75
28	74	78	86	.28	156	83	64	74	81	63	72
29	86	85	-	.19	70	84	62	73	77	52	63
30	90	85	59	.23	46	89	64	77	80	57	69
31	90	77	71	.19	55	90	66	78	84	51	68
TOTAL	2128	2338	1726	6.37	2341	2273	1650		2426	1790	
MOY.	78.8	75.4	69.0	.236	86.7	84.2	61.1	72.7	78.2	57.7	67.9

TABLEAU 5

Humidité relative, évaporation, vitesse du vent, température de l'eau et de l'air:
AOUT 1973

DATE	Humidité relative (%)			Evaporation du bac de classe A (pcs)	Parcours du vent (milles)	Temp. de l'eau du bac (°F)			Temp. de l'air (°F)		
	8hres	14hres	18hres			max.	min.	moy.	max.	min.	moy.
1	78	-	78	.22	61	90	61	76	84	62	73
2	95	-	95	.02	77	72	62	67	73	59	66
3	100	-	86	.20	75	85	61	74	77	57	67
4	90	-	82	.10	57	82	64	73	74	57	66
5	95	-	78	.22	45	88	65	77	80	59	70
6	64	-	64	.10	98	75	63	69	74	60	67
7	90	-	90	.23	105	83	64	74	81	62	72
8	82	-	86	.17	91	83	69	76	78	69	74
9	91	-	96	.49	116	82	71	77	80	61	71
10	83	-	72	.21	115	88	70	79	83	68	76
11	91	-	67	.22	111	86	65	76	81	63	72
12	81	-	85	.19	84	79	62	71	75	59	67
13	58	-	82	.11	42	82	62	72	76	55	66
14	90	-	90	.19	81	82	64	73	77	62	70
15	90	-	85	.31	41	76	58	67	74	49	62
16	80	-	78	.15	28	88	65	77	78	56	67
17	85	-	87	.24	43	92	68	80	83	61	72
18	78	-	52	.18	25	94	64	79	85	55	70
19	72	-	100	.13	43	87	59	73	82	59	71
20	64	-	86	.22	44	90	63	77	82	56	69
21	85	-	86	.22	50	89	65	77	80	59	70
22	95	-	100	.08	80	68	48	58	67	40	54
23	94	-	84	.16	109	70	50	60	66	40	53
24	88	-	79	.20	42	78	50	59	65	46	56
25	83	-	77	.21	109	78	50	59	74	57	66
26	95	-	78	.15	63	83	62	73	75	55	65
27	90	-	87	.22	86	84	65	75	80	62	71
28	95	-	82	.26	48	86	60	73	81	50	66
29	85	-	100	.18	73	85	64	75	81	62	72
30	91	-	91	.00	48	83	67	75	80	62	71
31	91	-	91	.23	56	92	79	86	78	64	71
TOTAL	2649		2594	5.81	2146	2580	1940		2404	1786	
MOY.	85.4		83.7	.187	69.2	83.2	62.6	72.9	77.5	57.6	67.5

TABLEAU 6

Humidité relative, évaporation, vitesse du vent, température de l'eau et de l'air:
SEPTEMBRE 1973

DATE	Humidité relative (%)			Evaporation du bac de classe A (pcs)	Parcours du vent (milles)	Temp. de l'eau du bac (°F)			Temp. de l'air (°F)		
	8hres	14hres	18hres			max.	min.	moy.	max.	min.	moy.
1	95	-	96	.11	39	85	62	74	80	62	71
2	95	-	80	.20	74	88	72	80	85	60	73
3	100	-	86	.34	66	88	65	77	82	60	71
4	95	-	90	.15	53	86	65	76	75	57	67
5	90	-	80	.14	70	88	61	75	86	64	75
6	100	-	85	.22	115	74	53	64	73	48	61
7	88	-	88	.17	113	74	48	61	62	45	54
8	93	-	-	.20	102	56	47	57	55	45	50
9	-	-	-	.08	75	61	48	55	57	36	47
10	-	-	-	.07	155	66	46	56	60	47	54
11	-	-	-	.18	92	69	47	58	62	42	52
12	-	-	-	.14	74	63	46	55	59	40	50
13	-	-	-	.08	49	64	50	57	60	46	53
14	-	-	-	.13	44	75	53	64	63	49	56
15	-	-	-	.10	85	72	55	64	65	47	56
16	-	-	-	.05	75	54	40	47	52	29	41
17	-	-	-	.22	59	67	43	55	55	41	48
18	-	-	-	.08	53	52	43	48	53	36	45
19	-	-	76	.12	131	64	44	54	59	44	52
20	87	-	-	.08	58	51	38	50	52	27	40
21	-	-	-	.10	73	56	39	53	52	34	43
22	71	-	-	.07	81	46	40	43	54	40	47
23	-	-	-	.09	91	45	40	43	49	33	41
24	-	-	88	.09	46	65	42	54	59	36	48
25	94	-	82	.10	49	70	46	58	65	40	53
26	82	-	94	.10	69	70	49	60	67	53	60
27	83	-	89	.06	102	70	49	60	69	41	55
28	87	-	68	.20	128	66	49	58	65	48	57
29	94	-	74	.10	94	60	39	50	60	29	45
30	54	-	85	.12	66	62	40	51	56	39	48
31											
TOTAL				3.89	2381	2007	1459		1891	1318	
MOY.				.130	79.4	66.9	48.6	57.7	63.0	43.9	53.5

TABLEAU 7

Tableau comparatif des paramètres météorologiques mesurées à Victoriaville, Arthabaska et les valeurs moyennes pour la période 1950-1970 ainsi que leur intervalle.

	JUILLET 1973		JUILLET (1950-1970)
	VICTORIAVILLE	ARTHABASKA	VICTORIAVILLE
Température moy.	66.7	70.3	67 (63-71)
Temp. moy. max.	77.7	79.0	77 (73-82)
Temp. moy. min.	55.7	61.7	56 (52-60)
Temp. max. abs.	85	87	98
Temp. min. abs.	43	49	38
Nombre de jours avec T > 77°F	17	25	16 (6-26)
Nombre de jours avec T > 80°F	11	16	12 (3-24)
Nombre de jours avec T > 86°F	0	2	3 (0-11)
Précipitation moy.	2.40	2.07	3.89 (2.00-5.13)
Nombre de jours avec P > .01 pce.	12	10	13.6 (9-17)
Nombre de jours avec P > .40 pce.	2	1	3.3 (1-5)
Nombre de jours avec P > 1.00 pce.	0	0	.65 (0-1)
Pluie max. en 24 h.	.51	.71	2.17
Ensoleillement	-	.64	.54 (.42-.69)

TABLEAU 8

Tableau comparatif des paramètres météorologiques mesurées à Victoriaville, Arthabaska et les valeurs moyennes pour la période 1950-1970 ainsi que leur intervalle.

	AOÛT 1973		AOÛT (1950-1970)
	VICTORIAVILLE	ARTHABASKA	VICTORIAVILLE
Température moy.	67.5	70.0	64 (61-68)
Temp. moy. max.	77.5	78.6	74 (70-79)
Temp. moy. min.	57.6	61.3	53 (47-59)
Temp. max. abs.	85	86	92
Temp. min. abs.	40	45	34
Nombre de jours avec T > 77°F	20	22	13 (5-19)
Nombre de jours avec T > 80°F	15	16	7 (1-13)
Nombre de jours avec T > 86°F	0	1	1 (0-7)
Précipitation moy.	6.17	6.74	4.49 (0.99-8.19)
Nombre de jours avec P > .01 pce.	19	21	14.7 (7-23)
Nombre de jours avec P > .40 pce.	6	5	3.7 (1-9)
Nombre de jours avec P > 1.00 pce.	1	2	1.05 (0-4)
Pluie max. en 24 h.	1.14	1.42	2.85
Ensoleillement	-	.50	.51 (.36-.67)

TABLEAU 9

Tableau comparatif des paramètres météorologiques mesurées à Victoriaville, Arthabaska et les valeurs moyennes pour la période 1950-1970 ainsi que leur intervalle.

	SEPTEMBRE 1973		SEPT. (1950-1970)
	VICTORIAVILLE	ARTHABASKA	VICTORIAVILLE
Température moy.	53.5	55.6	56 (52-63)
Temp. moy. max.	63.0	63.0	66 (62-73)
Temp. moy. min.	43.9	48.3	46 (42-53)
Temp. max. abs.	86	87	87
Temp. min. abs.	49	30	25
Nombre de jours avec T > 77°F	4	4	4 (0-15)
Nombre de jours avec T > 80°F	4	4	2 (0-9)
Nombre de jours avec T > 86°F	1	1	1 (0-1)
Précipitation moy.	6.25	-	4.09 (2.15-7.64)
Nombre de jours avec P > .01 pce.	16	15	12.5 (7-20)
Nombre de jours avec P > .40 pce.	3	-	2.9 (1-7)
Nombre de jours avec P > 1.00 pce.	2	-	.95 (0-3)
Pluie max. en 24 h.	2.04	2.78	3.10
Ensoleillement	-	.42	.49 (.32-.61)

TABLEAU 10

Evaporation du bac de classe A (pouces d'eau)

	ORMSTOWN (1963-1970)	VICTORIAVILLE (1973)
mai	4.89	-
juin	5.41	-
juillet	5.81	7.32 ¹
août	4.81	5.81
septembre	3.36	3.89
octobre	2.19	-
¹ Valeur extrapolée à cause du manque de valeurs pour les premiers jours.		

TABLEAU 11

Composantes du bilan énergétique (cal/cm^2) pour le réservoir et les bassins expérimentaux pour une journée typique estivale.

	HEURE	RAYONNEMENT SOLAIRE ABSOR- BEE ($R_{si}-R_r$)	RAYONNEMENT DE GRANDE LON- GUEUR D'ONDE (R_b)	EVAPORATION (R_e)	TRANSFERT DE CHALEUR (R_h)	ECHANGE AVEC LE SOL (R_d)	ENERGIE EMMAGASI- NEE (M)
Réservoir	06-18	500	-70	-235	-135	-20	+40
	18-06	-	-75	15	10	10	-40
Bassins expéri- mentaux	06-18	500	-80	-185	-110	-	+125
	18-06	-	-85	-10	-15	-15	-125

TABLEAU 12

Températures maximums, minimums et moyennes (⁰F) enregistrées dans les piscines au mois de juillet, août et septembre 1973.

JUILLET				AOÛT				SEPTEMBRE			
DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}	DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}	DATE	T _{max}	T _{min}	T _{moy}
18	77	72	75	13	75	71	73	4	81	73	77
19	78	73	76	14	74	70	72	5	79	68	74
20	78	73	76	20	79	71	75	6	71	65	68
24	78	72	75	21	77	72	75	11	60	55	58
25	80	75	78	23	67	62	65	12	60	54	57
				24	67	63	65	13	60	58	59
				25	68	62	65	17	58	50	54
				28	75	70	73	18	55	51	53
				29	75	68	72	24	55	48	52
				30	80	78	79	25	58	52	55
								26	56	50	53
								27	62	55	59
MOY.	78.2	73.0	75.6	MOY	73.7	68.7	71.2	MOY	62.9	56.6	59.7

REFERENCES

- BOIVIN, M. et FERLAND, M. (1974). Le climat de Victoriaville. MP-57. Service de météorologie, ministère des Richesses naturelles du Québec.
- BOWEN, I.S. (1926). The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. Physics Rev., 27, 779-787.
- BRUCE, J.P. and CLARK, R.H. (1966). Introduction to meteorology. Pergamon Press, Toronto.
- FERLAND, M. (1969). Evapotranspiration potentielle au Québec. Naturaliste Canadien, 96, pp. 601-619.
- LOWRY, W.P. (1970). Weather and Life, an introduction to biometeorology. Academic Press - New York et London, 2^e édition.
- MASSIN, B. (1971). Zones agroclimatiques du Québec méridional. M-35. Service de météorologie, Ministère des Richesses naturelles du Québec.
- M.R.N. (1971). Victoriaville - Avant projet d'un barrage - réservoir à fins multiples. Service de l'Aménagement hydraulique, Ministère des Richesses naturelles du Québec.
- VILLENEUVE, O. (1971). Sommaire climatique de Victoriaville. MP-44. Service de météorologie, Ministère des Richesses naturelles du Québec.
- WIESNER, C.J. (1970). Hydrometeorology, Chapman and Hall Ltd., 232 p.

APPENDICE 2

PHYSICO-CHIMIE, ASPECTS STATISTIQUES

2.1. Analyse statistique des données physico-chimiques

2.2. Test d'égalité de deux moyennes et de deux variances

2.1 Analyse statistique des données physico-chimiques

A- Analyse des bacs expérimentaux

A.1 Etude des valeurs moyennes

Soit x_{ijt} la moyenne des deux valeurs obtenues pour un paramètre donné dans des conditions expérimentales fixées pour le sol i , l'horizon j à la date t ; soit T_t la valeur correspondante de la série témoin à la date t .

On considère $y_{ijt} = (x_{ijt} - T_t)$ qui donne la valeur relative du paramètre par rapport à la valeur témoin. Pour chaque sol i et chaque horizon j , il est possible de calculer dans la période de stabilité la moyenne y_{ij} des valeurs obtenues à différentes dates. On a:

$$y_{ij} = x_{ij} - T_i$$

où:

x_{ij} est la valeur moyenne des x_{ijt} pendant la période stable;

T_i est la valeur moyenne du témoin pendant la période stable.

Puisqu'on prend le même nombre de valeurs pour les 2 horizons et que ce nombre dépend du sol i (cf. Tableau 1), la moyenne du témoin ne dépend que de l'indice i .

L'ensemble des valeurs y_{ij} pour les 15 paramètres dans les 4 conditions expérimentales étudiées figure en Annexe 2-1. Des Tableaux synthétiques (Tableaux 2 à 5) ont été construits à partir de ces résultats. Chaque tableau correspond à une condition expérimentale; pour un paramètre et un sol i , on a 3 colonnes:

- la première colonne donne le signe de y_{i1} , valeur moyenne (témoin soustrait) pour l'horizon 1 (non décapage). Si $y_{i1} > 0$, la moyenne x_{i1} est supérieure à la moyenne T_i du témoin;
- la 3ième colonne donne le signe de y_{i2} , valeur moyenne (témoin soustrait) pour l'horizon 2 (décapage);

- la 2^{ième} colonne donne la variation algébrique $(y_{i2} - y_{i1})$, qui est égale à la variation algébrique $V = x_{i2} - x_{i1}$, des valeurs brutes sans soustraction du témoin.

Si $V > 0$, cela montre que le décapage produit une augmentation de la valeur moyenne du paramètre considéré.

Si $V < 0$, il y a diminution en raison du décapage.

Il est cependant important d'examiner si cette variation, V , est significative. Pour cela nous avons testé l'hypothèse H_0 telle que $V = 0$; l'hypothèse alternative est $V \neq 0$.

Lorsqu'on peut accepter l'hypothèse H_0 , pour un niveau de signification donné, on peut admettre que les moyennes théoriques estimées par les moyennes observées, ne sont pas significativement différentes et donc que la variation n'est pas significative. La procédure de test d'égalité des moyennes est décrite dans l'Appendice 2-2.

En pratique, dans les tableaux où figurent les résultats, nous indiquons dans la 2^e colonne qui donne la variation V si cette variation est significative ou non:

- E: indique que l'on admet l'hypothèse d'égalité des moyennes au niveau de signification 5%;
- D: indique que les moyennes sont significativement différentes à 1%, donc que la variation est très significative;
- D*: indique que la variation est significative au niveau 5%, mais qu'elle ne l'est pas au niveau 1%. La variation est donc significative, mais n'est pas très significative.

En faisant intervenir ce test de signification sur la différence des moyennes, on tient compte de toute l'information disponible. En effet, pour un paramètre donné la variation d'un sol (1) peut être supérieure à celle d'un autre sol (2), mais il est possible que celle du sol 2 soit plus significative que celle du sol 1, en raison de la structure des observations sur lesquelles les moyennes sont calculées (nombre d'observation, variance des séries). Par exemple, si l'on considère

le pH dans la série 01-25 (Tableau 2), la variation est plus élevée pour le sol 4, mais pour ce sol, elle n'est pas significativement différente de 0, alors que pour les sols 2 et 3 où l'on observe une variation plus petite que pour 4, cette variation est significativement différente de 0.

Conditions aérobies, 25°C (voir Tableau 2)

De manière générale, le décapage n'a aucune influence significative sur le sol 1; pour les autres sols, le décapage n'a une influence que sur quelques paramètres. D'autre part, le décapage a une influence généralement positive puisque l'on observe une diminution de la moyenne lorsque l'on décape; cependant, cette diminution (la différence des moyennes des 2 horizons étant négative) ne semble pas significative sauf dans quelques cas.

En ce qui concerne les sols 2, 3 et 4, nous allons analyser les résultats par groupe de paramètres.

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

On observe des effets très significatifs du décapage seulement pour les nitrates, dans le cas du sol 3, et pour l'orthosphosphate dans le cas du sol 2 et du sol 4. Le décapage conduit dans ces cas à une diminution de la valeur moyenne.

- b) matière organique (couleur, C,-org, tannin, N-org)

Les seuls effets significatifs (mais non très significatifs) concernent le carbone organique pour les sols 3 et 4 où il y a diminution des valeurs moyennes lors du décapage.

- c) métaux (Mn, Fe)

Pour ces paramètres, on n'observe aucune variation significative sauf dans le cas du sol 4 pour le fer et du sol 2 pour le manganèse.

- d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

On relève des variations significatives, pour les sulfates où le non-dé-

capage conduit à une diminution très significative de concentration pour les sols 2 et 4, et pour le pH, où il y a diminution très significative des valeurs moyennes des sols 2 et 3 lors du décapage.

Donc, si le décapage semble conduire à une diminution des valeurs moyennes, cette diminution n'est significative que pour quelques paramètres, et uniquement pour les sols 2, 3, 4. D'autre part, on peut observer, et cela est surtout vrai pour les sols 2, 3 et 4, que les valeurs moyennes des 2 horizons sont en général supérieures à celles du témoin (colonnes 1 et 3 pour chaque sol) sauf pour les sulfates et les tannins.

Conditions aérobies, 1°C (Tableau 3)

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

Pour les nitrites et le phosphore inorganique, les valeurs moyennes des 2 horizons ne sont pas significativement différentes quel que soit le sol.

Pour l'azote ammoniacal et les nitrates, la moyenne de l'horizon 1 et celle de l'horizon 2 sont significativement différentes (D^*) ou très significativement différentes (D) pour tous les sols. Il est à noter que pour le premier paramètre (NH_4), le décapage conduit à une augmentation de la moyenne pour les 4 sols.

Pour l'orthophosphate, on observe une différence significative entre les moyennes des 2 horizons pour le sol 4 seulement, le décapage produisant une augmentation de la concentration.

Pour le carbone inorganique, cette différence est très significative pour le sol 2 où il y a diminution de la valeur moyenne lors du décapage et pour le sol 4 où le décapage conduit à une augmentation de la valeur moyenne.

- b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

Pour la couleur et le tannin, il y a une différence très significative entre les moyennes des 2 horizons pour les sols 2, 3 et 4 et la moyenne relative au décapage est inférieure à celle du non-décapage.

Pour le carbone organique le décapage n'a aucun effet significatif.

Dans le cas de l'azote organique, la seule variation significative due au décapage a lieu pour le sol 3 où le décapage conduit à une diminution de concentration.

c) métaux (Mn, Fe)

Il n'y a pas d'effet significatif dû au décapage sauf pour le fer dans le cas du sol 1 où le décapage produit un accroissement significatif de concentration.

d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

La conductivité ne montre aucune variation significative des moyennes.

Pour les sulfates, lors du décapage, on observe une diminution très significative de concentration pour le sol 1, et une augmentation très significative pour le sol 3.

Le pH montre une augmentation très significative lors du décapage pour le sol 4.

Il est également intéressant de comparer les moyennes de chaque horizon avec la moyenne correspondante du témoin (colonnes 1 et 3 pour chaque sol). En ce qui concerne les sols 1, 2 et 3, les valeurs moyennes relatives au décapage sont inférieures en général à celles du témoin, sauf pour l'azote ammoniacal (sol 1), les nitrates (sols 2, 3), les sulfates (sols 1, 2 et 3) et la conductivité (sols 1 et 2).

En ce qui concerne le sol 4, les valeurs moyennes relatives au décapage sont supérieures à celles du témoin (à l'exception de tannin, NO_2 , C-inorg, C-org), et cela même lorsque les valeurs moyennes de l'horizon 1 étaient inférieures au témoin (NH_4 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, conductivité, pH). L'action de décapage semble conduire pour le sol 4 à une augmentation des concentrations qui est surtout significative pour l'azote ammoniacal, les sulfates, le carbone inorganique et le pH; pour les autres paramètres, le décapage est positif ou sans influence significative.

Les résultats montrent que le décapage a un effet important sur les sols 2, 3 et 4 et à un degré moindre sur le sol 1. En effet, les valeurs moyennes relatives au décapage sont inférieures à celles du non-décapage, mettant ainsi en évidence un effet positif de décapage. Nous faisons comme précédemment un examen des divers groupes de paramètres.

a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

Pour l'azote ammoniacal, l'orthophosphate et le carbone organique, le décapage conduit à une diminution significative des valeurs moyennes pour les 4 sols considérés.

Pour les nitrates, le décapage est sans effet significatif pour les sols 1 et 2 et conduit à un accroissement significatif de concentration pour les sols 3 et 4; dans ce cas, cependant, les valeurs moyennes après décapage restent inférieures aux valeurs moyennes correspondantes du témoin (il y a donc lors du décapage détérioration par rapport à l'horizon 1, mais non par rapport au témoin).

Dans le cas du phosphore inorganique, le décapage n'a pas d'effet significatif pour le sol 2, mais conduit à une diminution significative pour les sols 3 et 4 et à une augmentation significative pour le sol 1.

Pour les nitrites, on ne note aucun effet significatif lors du décapage et on peut observer que les valeurs moyennes pour chaque horizon sont inférieures à celles du témoin indépendamment du sol considéré.

b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

Pour le tannin, l'azote organique et le carbone organique, le décapage conduit à une diminution significative pour les sols 2, 3 et 4 et n'a pas d'influence pour le sol 1.

Dans le cas de la couleur, l'effet du décapage est significatif pour tous les sols, mais si, comme précédemment pour les sols 2, 3 et 4, il y a diminution des valeurs moyennes lors du décapage, pour le sol 1 la valeur moyenne relative au décapage est significativement supérieure à celle relative au non-décapage.

Donc, pour les paramètres caractéristiques de la matière organique:

- le décapage a un effet positif pour les sols 2, 3 et 4;
- le décapage est sans effet pour le sol 1, sauf pour la couleur où il y a un effet négatif.

La comparaison avec le témoin montre de plus que:

- pour les sols 2 et 3, les moyennes des séries relatives au sols non-décapés sont supérieures à celles du témoin, tandis que celles des sols-décapés deviennent inférieures aux moyennes du témoin;
- pour les sols 4 et 1, indépendamment de l'horizon, les moyennes (malgré l'effet positif du décapage) sont toujours supérieures à celles du témoin, à l'exception de la couleur pour le sol 1 (voir plus haut).

c) métaux (Mn, Fe)

Dans le cas du manganèse, le décapage conduit à une diminution très significative pour les 4 sols, ce qui est important, car les valeurs moyennes pour chaque horizon sont supérieures à celles du témoin indépendamment du sol considéré.

Pour le fer, dans le cas des sols 3 et 4, le décapage conduit à une diminution significative, tandis que pour le sol 1, on observe une augmentation significative et aucun effet pour le sol 2.

La comparaison avec le témoin montre de plus que les moyennes des sols non-décapés sont supérieures à celles du témoin. En ce qui concerne les sols

décapés, les moyennes relatives au sols 1 et 4 sont plus grandes que celles du témoin, tandis que celles des sols 2 et 3 deviennent inférieures à celles du témoin.

d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour les sulfates, le décapage a un effet très significatif pour les sols 1 et 2, significatifs pour les sols 4 et l'on n'observe aucun effet sensible pour le sol 3. Pour les sols 1 et 2 la comparaison avec les valeurs du témoin montre que les valeurs moyennes des 2 horizons sont inférieures à celles du témoin; par contre, pour les sols 3 et 4, les valeurs moyennes relatives à chaque horizon sont supérieures à celles du témoin.

Dans le cas de la conductivité, le décapage, quel que soit le sol considéré, conduit à une diminution significative des valeurs moyennes. De plus, les valeurs moyennes des sols non-décapés sont toutes supérieures à celles du témoin; pour les sols décapés 3 et 4, les valeurs moyennes deviennent inférieures à celles du témoin.

Pour le pH, le décapage, sans influence pour le sol 1, conduit à une augmentation très significative pour les sols 2, 3 et 4. Cependant, quels que soient le sol et l'horizon considérés, les valeurs moyennes sont inférieures à celles du témoin.

Conditions anaérobies, 1°C (Tableau 5)

Dans ces conditions expérimentales, seules les données relatives au sol 3 sont représentatives; les calculs et comparaisons des valeurs moyennes se trouvent dans le Tableau 5.

a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

Pour l'azote ammoniacal, l'orthophosphate et le phosphore inorganique, le décapage a un effet significatif et conduit à une diminution de la valeur moyenne. Pour ces 3 paramètres, les moyennes du sol non-décapé sont supérieures à celles du témoin; pour le sol décapé la moyenne pour l'azote ammoniacal

reste supérieure à celle du témoin; pour le sol décapé la moyenne pour l'azote ammoniacal reste supérieure à celle du témoin, mais pour l'orthophosphate et le phosphore inorganique, les valeurs moyennes deviennent inférieures à celles du témoin.

Pour les nitrates, les nitrites et le carbone inorganique, le décapage n'a aucune influence significative et les valeurs moyennes relatives à chaque horizon sont inférieures à celles du témoin.

b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

Pour la couleur, le carbone organique, l'azote organique et les tannins, le décapage conduit à une diminution significative des concentrations moyennes.

La comparaison avec le témoin montre de plus que pour ces paramètres, les valeurs moyennes relatives au décapage sont toujours inférieures à celles du témoin, alors que les valeurs moyennes du sol non-décapé sont supérieures à celle du témoin (sauf pour les tannins), ce qui met en évidence l'effet positif de décapage.

c) métaux (Mn, Fe)

Pour le manganèse et le fer, le décapage conduit à une diminution significative des concentrations moyennes.

Dans le cas du manganèse, les valeurs moyennes de chaque horizon sont supérieures à la valeur moyenne du témoin, alors que pour le fer, la valeur moyenne du sol décapé devient inférieure à celle du témoin alors qu'elle est supérieure au témoin pour le sol non-décapé.

d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour les sulfates, le décapage n'a aucun effet significatif.

Pour la conductivité, le décapage conduit à une diminution significative de la valeur moyenne, tandis que pour le pH, le décapage conduit à une augmentation significative de la valeur moyenne. De plus, pour le pH et la conductivité, les valeurs moyennes des 2 horizons sont inférieures à celles du témoin.

A.2 Influence de la température et de l'oxygénation

Les expériences ont été effectuées à deux températures (1°C , 25°C) et dans deux conditions d'oxygénation (aérobie (01), anaérobie (00)). Les différentes combinaisons de ces deux variables donnent les quatre conditions expérimentales 01-25, 01-01, 00-25, 00-01. Il est intéressant d'examiner l'influence de:

- la température, en comparant, d'une part, les séries 00-25 et 00-01 et, d'autre part, 01-25 et 01-01;
- l'oxygénation, en comparant, d'une part, les séries 00-25 et 01-25 et, d'autre part, 00-01 et 01-01.

Partout où intervient la série 00-01, pour laquelle on ne dispose que des séries relatives au sol 3, la comparaison n'aura lieu que pour ce sol.

Pour étudier l'influence d'une variable (ex.: température), on compare pour un sol et un horizon, les séries relatives aux deux valeurs possibles de l'autre variable (ex.: oxygénation). Par exemple pour faire ressortir l'influence de la température en milieu aérobie, on dispose des séries relatives aux conditions 01-25 et 01-01 pour un horizon, un sol et un paramètre fixés (Annexe 2-1). Pour chacune de ces séries, il est possible de calculer les moyennes et variances et ensuite de comparer les moyennes de 2 séries correspondantes (i.e. relatives aux mêmes sol, horizon, paramètre, en milieu aérobie mais à des températures différentes) à l'aide du test de Student de la même manière que cela a été effectué précédemment.

Nous indiquons dans les Tableaux 6 à 9, où l'information est résumée, si

- la différence des 2 moyennes est significative au niveau de 5% (D^*) et ne l'est pas au niveau de 1%;
- la différence des 2 moyennes est très significative (niveau de 1% (D));
- la différence des 2 moyennes n'est pas significative au niveau de 5% (E).

Lorsque la différence est significative (D^*) ou très significative (D), le signe indique le sens de la différence.

Influence de la température - milieux aérobies

Pour un sol, un horizon, un paramètre donné, on compare les moyennes des séries 01-25 et 01-01 (Tableau 6) à partir des données de l'Annexe 2-1. Là encore nous analysons les résultats par groupe de paramètres. Un signe + précédant D ou D* indique que la moyenne à la température 25°C est supérieure à celle de la température 1°C; un signe - indique le contraire.

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

De manière générale, la température a une influence significative sur l'ensemble des paramètres caractéristiques des substances nutritives minérales, cette influence étant surtout sensible pour l'horizon 1. Plus spécifiquement, il est intéressant de noter que:

Pour les nitrates, la température n'a pas d'influence dans le cas de l'horizon 2 (décapé), sauf pour le sol 3.

Pour l'orthophosphate, la température n'a pas d'influence significative pour l'horizon 2, sauf pour les sols 1 et 2.

Pour le phosphore inorganique, la température n'a généralement pas d'influence quel que soit l'horizon.

Dans le cas du carbone inorganique, la température n'a pas d'influence significative pour les sols 2 et 3 décapés ni pour les sols 2 et 4 non-décapés.

D'autre part, en général, les valeurs moyennes relatives à la série 01-25 sont supérieures à celles de la série 01-01.

- b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

Dans le cas des tannins et du carbone organique, à l'exception du sol 4 pour ce dernier paramètre, la température n'a aucune influence en milieu aérobie.

Pour N-org, la température a une influence significative, sauf dans le cas du sol 1 non-décapé.

D'autre part, la comparaison des moyennes montre que l'augmentation de température conduit à une augmentation des valeurs moyennes des paramètres lorsque la différence entre ces moyennes est significative.

c) métaux (Mn, Fe)

Là encore la température a en général une influence significative à l'exception des sols 1 et 4 décapés (pour le manganèse), et des sols 1 et 3 décapés (pour le fer).

De plus, les valeurs moyennes relatives à la série 01-25 sont supérieures à celles de la série 01-01, lorsque la différence entre les moyennes de ces deux séries est significative.

d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour la conductivité, la température ne conduit à aucune différence significative entre les moyennes des deux séries.

Pour les sulfates, les moyennes de la série 01-01 sont significativement supérieures à celles de la série 01-25 à l'exception du sol 4 décapé où il n'y a aucune influence.

Pour le pH, on note qu'à l'exception du sol 2 décapé et du sol 3 où il n'y a aucune influence sensible, l'augmentation de température conduit généralement à une augmentation significative de pH.

Influence de la température - milieux anaérobies

La comparaison, dans ce cas, ne peut s'effectuer que pour le sol 3, puisque nous ne disposons des données de la série 00-01 que pour ce seul sol (Tableau 7).

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

Dans le cas de l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates, la température a une influence significative quel que soit l'horizon considéré. L'augmentation de température (de 1°C à 25°C) conduit à une augmentation de la valeur moyenne pour l'azote ammoniacal dans le cas du sol non-décapé, et pour les nitrates. Par contre, elle amène une diminution de la valeur moyenne pour l'azote ammoniacal dans le cas du sol décapé et pour les nitrites quel que soit l'horizon.

Dans le cas de l'orthophosphate et du phosphore inorganique, la variation de la température n'a aucune influence significative.

Dans le cas du carbone inorganique, l'augmentation de température conduit à une augmentation de la valeur moyenne pour l'horizon 1.

- b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

L'augmentation de température conduit à une augmentation significative de la valeur moyenne dans le cas des tannins, de l'azote organique et du carbone organique, quel que soit l'horizon, et de la couleur pour l'horizon 1. Pour la couleur, dans le cas de l'horizon 2, on a une diminution de valeur moyenne très légèrement significative.

- c) métaux (Mn, Fe)

On observe, lorsqu'il y a augmentation de température de 1°C à 25°C , que les concentrations moyennes en manganèse et en fer augmentent de manière significative à l'exception du fer pour le sol décapé où la variation de température n'a aucune influence.

- d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour les sulfates on note une augmentation significative des valeurs moyennes avec l'augmentation de température.

Pour le pH, il y a une diminution significative des valeurs moyennes avec augmentation de température.

Dans le cas de la conductivité, il y a une augmentation significative de la valeur moyenne avec l'augmentation de température pour l'horizon 1, et aucune influence de température pour le sol décapé.

Influence de l'oxygénation - milieux à 25°C

Nous comparons les résultats obtenus en milieu aérobie et en milieu anaérobie pour une température constante. Les Tableaux 8 et 9 indiquent les différences significatives (D*) et très significatives (D) entre les moyennes des séries relatives aux milieux aérobie et anaérobie. L'analyse des résultats s'effectue comme précédemment.

Lorsque D ou D* sont suivis d'un signe +, cela indique que la moyenne relative au milieu aérobie est supérieure à celle relative au milieu anaérobie; un signe - indique le contraire. Le Tableau 8 résume la comparaison des séries 01-25 et 00-25.

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

De manière générale, l'oxygénation a une influence significative pour ces paramètres et ce surtout pour l'horizon 2 des sols 1 et 2 et, à un degré moindre, pour l'horizon 1 des sols 3 et 4.

De plus, dans le cas de l'azote ammoniacal, de l'orthophosphate et du carbone inorganique, lorsqu'il y a une différence significative, les valeurs moyennes du milieu anaérobie sont en général supérieures à celles du milieu aérobie, alors que l'on observe le contraire pour les nitrites et les nitrates.

- b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

L'oxygénation n'a pas d'influence significative pour les tannins; il en est de même pour l'azote organique, le carbone organique dans le cas des sols non-décapés.

Pour la couleur, on observe une différence significative pour les sols 1 et 3, indépendamment de l'horizon.

Par ailleurs, lorsqu'il y a une différence significative, la moyenne du milieu aérobie est généralement supérieure à celle du milieu anaérobie.

c) métaux (Mn, Fe)

Pour ces deux paramètres, on observe une différence significative dans tous les cas, à l'exception des séries relatives aux sols 1 et 2 non-décapés pour le fer.

De plus, lorsque l'on observe une différence significative, la moyenne du milieu anaérobie est supérieure à celle du milieu aérobie, dans tous les cas, à l'exception des sols 2, 3 et 4 décapés pour le fer.

d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour le pH, les différences sont toutes significatives et les moyennes du milieu aérobie sont supérieures à celles du milieu anaérobie pour les sols 1, 2 et 3.

Pour la conductivité, dans le cas de l'horizon 1, les moyennes du milieu aérobie sont toujours significativement inférieures à celles du milieu anaérobie. Dans le cas de l'horizon 2, on n'observe des différences significatives que pour les sols 3 et 4.

Influence de l'oxygénation - milieux à 1°C

Puisque pour la série 00-01 nous ne disposons que des données relatives au sol 3, nous résumons pour ce sol la comparaison des séries 01-01 et 00-01 dans le Tableau 9. En ce qui concerne l'horizon 1, pour le sol 3, les résultats des Tableaux 8 et 9 sont pratiquement identiques, alors que pour l'horizon 2 (sol 3), on observe de nombreuses différences.

- a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 -ortho, PO_4 -inorg, C-inorg)

Pour ces paramètres, on a, dans le cas de l'horizon 1, des différences significatives entre les moyennes des milieux aérobie et anaérobie, alors que dans le cas de l'horizon 2, les différences ne sont pas significatives à l'exception de l'azote ammoniacal et des nitrates.

D'autre part, la moyenne du milieu aérobie est en général inférieure à celle du milieu anaérobie.

- b) matière organique (couleur, C-org, tannin, N-org)

Pour les tannins, les différences sont significatives et la moyenne du milieu aérobie est supérieure à celle du milieu anaérobie, alors que pour le carbone organique, on n'observe aucune différence significative.

- c) métaux (Mn, Fe)

Dans le cas de l'horizon 1, pour le manganèse et le fer, la moyenne du milieu aérobie est très significativement inférieure à celle du milieu anaérobie. Pour l'horizon 2, dans le cas du fer seulement, la moyenne du milieu aérobie est significativement supérieure à celle du milieu anaérobie.

- d) autres paramètres (SO_4 , conductivité, pH)

Pour le pH, la moyenne en milieu aérobie est supérieure à celle en milieu anaérobie, indépendamment de l'horizon.

Dans le cas de la conductivité, on observe une différence très légèrement significative dans le cas de l'horizon 2 seulement.

Pour les sulfates, la moyenne du milieu aérobie est significative inférieure à celle du milieu anaérobie pour l'horizon 1, alors que l'on arrive à la conclusion contraire pour l'horizon 2.

B- Analyse des données des bassins expérimentaux

Les données obtenues des bassins expérimentaux ont été traitées de la même manière que les données précédentes. Ici encore, nous avons soustrait à chaque valeur brute, la valeur correspondante du témoin, et nous avons considéré les valeurs obtenues dans la période stable. Comme le montre le Tableau 10, nous disposons d'un plus grand nombre de données, ce qui accroîtra la précision sur le calcul de valeurs moyennes et de manière général la confiance que nous pouvons avoir dans les résultats des analyses statistiques.

B.1 Etude des valeurs moyennes

A partir des tableaux de l'Annexe 2-2, nous pouvons, comme précédemment, résumer l'information relative aux valeurs moyennes des données avec soustraction du témoin (Tableau 11). Le principe de l'étude est le même qu'en A-1.

a) substances nutritives minérales (NH_4 , NO_3 , C-inorg)

Pour ces trois paramètres, les valeurs moyennes relatives aux sols décapés sont inférieures aux valeurs moyennes des sols non-décapés.

En ce qui concerne l'azote ammoniacal et le carbone inorganique, les différences entre ces moyennes sont de plus toutes très significatives, ce qui met en évidence la forte influence du décapage sur ces paramètres. Les valeurs moyennes pour les deux horizons, indépendamment du sol considéré, sont toujours supérieures aux valeurs moyennes correspondantes du témoin. On a donc pour l'azote ammoniacal et le carbone inorganique:

$$\text{moyenne sol non-décapé} > \text{moyenne sol décapé} > \text{témoin.}$$

Dans le cas des nitrates, par contre, la moyenne du sol décapé et celle du sol non-décapé pour un sol et un horizon donné sont inférieures à celle du témoin, mais il n'y a pas de différence significative entre les moyennes des sols décapé et non-décapé.

Le décapage a donc une influence positive qui réduit les concentrations moyennes en azote ammoniacal et en carbone inorganique.

Malheureusement, on n'a pas pu mettre en évidence son influence sur le phosphore, car les teneurs en phosphate étaient toujours en deçà de la limite de détection de la méthode analytique employée, ceci dans tous les milieux (non-décapés, décapés et témoins).

b) matière organique (couleur, C-org, N-org)

Pour ces trois paramètres, indépendamment du sol, la différence entre la moyenne du sol décapé et celle du sol non-décapé est significative (exception: sol 1, pour le carbone organique, où le décapage n'a pas d'influence significative).

Lorsque le décapage a une influence, il a pour effet de réduire les valeurs moyennes de ces différents paramètres (exception: le sol 1, pour la couleur, où le décapage conduit à une augmentation de valeur moyenne). De plus, pour l'azote organique et la couleur, les valeurs moyennes des deux horizons sont en général supérieures à celles du témoin, alors que pour le carbone organique, le contraire se produit. On a donc de manière générale:

N-org, couleur: moyenne sol non-décapé > moyenne sol décapé > témoin

C-org: témoin > moyenne sol non-décapé > moyenne sol décapé

c) métaux (Mn, Fe)

Le décapage conduit à une diminution significative de concentration en manganèse et en fer à l'exception du sol 4 (Mn) et du sol 1 (Fe) où le décapage n'a pas d'influence sensible.

d) autres paramètres (SO₄, Cl, conductivité, pH, alcalinité, dureté)

Pour les sulfates, la conductivité, le pH (sauf sol 1) et l'alcalinité (sauf sol 4), la valeur moyenne du sol décapé est significativement différente de celle du sol non-décapé.

Dans le cas des sulfates et du pH, le décapage conduit à une augmentation de la valeur moyenne; mais alors que pour les sulfates les moyennes pour les deux horizons sont supérieures à la moyenne correspondante du témoin, pour le pH, les moyennes pour chaque horizon sont inférieures à la moyenne du témoin.

Dans le cas de la conductivité et de l'alcalinité, le décapage conduit à une diminution significative de la valeur moyenne, et pour ces deux paramètres, la moyenne des valeurs relatives aux sols décapés et aux sols non-décapés est supérieure à la moyenne du témoin.

Dans le cas des chlorures (à l'exception du sol 2) et celui de la dureté (pour chaque sol considéré) le décapage n'a aucune influence significative.

2.2 Test et égalité de deux moyennes et de deux variances

Lorsque l'on veut tester l'hypothèse d'égalité des moyennes de 2 populations dont les variances sont inconnues, deux cas sont à envisager suivant que les variances des 2 populations sont égales ou différentes. Il importe donc de tester préalablement l'hypothèse d'égalité des variances.

Nous considérons donc:

- a) le test d'égalité de 2 variances (test F);
- b) le test d'égalité de 2 moyennes lorsque les variances sont égales (test t);
- c) le test d'égalité de 2 moyennes lorsque les variances sont différentes (test t).

Des développements théoriques plus complets concernant ces tests figurent dans l'ouvrage "Statistical Inference" de Li (1964) aux chapitres 7 et 8.

A- Test d'égalité de 2 variances

On considère 2 échantillons de taille respective N_1 et N_2 que l'on peut supposer tirés de distribution normales de variances théoriques σ_1^2 et σ_2^2 .

Il est possible d'estimer les variances des populations σ_1^2 et σ_2^2 par les variances non biaisées s_1^2 et s_2^2 des échantillons.

On teste l'hypothèse H_0 telle que

$$H_0) \sigma_1^2 = \sigma_2^2$$

l'hypothèse contraire est

$$H_1) \sigma_1^2 \neq \sigma_2^2$$

On peut montrer que le rapport $F = \frac{s_1^2}{s_2^2}$ suit une distribution de Fisher avec

$\nu_1 = N_1 - 1$ et $\nu_2 = N_2 - 1$ degrés de liberté.

A partir des tables de la loi F il est possible d'examiner si l'on doit accepter ou rejeter l'hypothèse H_0 , pour un niveau de signification donné.

B- Test d'égalité de 2 moyennes lorsque les variances des populations sont égales

Soit:

$\bar{y}_1$ et $\bar{y}_2$ les moyennes observées des échantillons;

μ_1 et μ_2 les moyennes théoriques des populations dont les échantillons sont tirées;

N_1 et N_2 la taille des échantillons;

s_1^2 et s_2^2 les variances non biaisées des échantillons.

On veut tester l'hypothèse

$H_0) \mu_1 = \mu_2$ (ou $\mu_1 - \mu_2 = 0$)

On peut montrer que

$$t = \frac{\bar{y}_1 - \bar{y}_2}{s \sqrt{\frac{1}{N_1} + \frac{1}{N_2}}}$$

suit une loi de Student à $(N_1 + N_2 - 2)$ degrés de liberté; s^2 est la variance combinée des 2 échantillons définie par:

$$s^2 = \frac{(N_1 - 1) s_1^2 + (N_2 - 1) s_2^2}{N_1 + N_2 - 2}$$

Si, pour un niveau de signification α , la valeur calculée t est à l'intérieur de la zone d'acceptation de l'hypothèse H_0 , on accepte l'égalité des 2 moyennes, au niveau α .

C- Test d'égalité des 2 moyennes, variances différentes

Lorsque le test d'égalité des variances décrit en A conduit à rejeter l'égalité des variances théoriques, il n'est plus possible de calculer la variance combinée s^2 . On peut montrer cependant que:

$$t = \frac{\bar{y}_1 - \bar{y}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{N_1} + \frac{s_2^2}{N_2}}}$$

suit une loi de Student à ν degrés de liberté, ν étant défini par:

$$\nu = \frac{\left(\frac{s_1^2}{N_1} + \frac{s_2^2}{N_2} \right)^2 (N_1-1) (N_2-1)}{\left(\frac{s_1^2}{N_1} \right)^2 (N_2-1) + \left(\frac{s_2^2}{N_2} \right)^2 (N_1-1)}$$

Il est alors possible de tester pour un niveau de signification donné l'hypothèse H_0 d'égalité des moyennes théoriques μ_1 et μ_2 .

En pratique on doit donc:

- effectuer le test d'égalité des variances;
- choisir le test adéquat d'égalité des moyennes à partir des résultats du test précédent.

REFERENCE

LI, J.C.R. (1964). Statistical Inference. T. 1. Edwards Brothers Inc., New York, N.Y., 640 p.

Serie	00-01	01-01				00-25				01-25			
Sols	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NH ₄	10	3	3	4	5	6	7	7	7	4	5	5	3
NO ₂	6	9	9	9	9	9	8	5	6	5	4	3	5
NO ₃	7	3	3	4	2	8	8	6	4	3	3	5	5
N-org	8	5	5	5	5	4	7	5	6	5	4	3	3
PO ₄ ortho	7	8	6	9	6	6	6	4	3	6	6	6	5
PO ₄ -inorg	7	8	5	6	6	6	6	4	6	2	2	2	2
C-inorg	3	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	5
C-org	3	7	6	5	6	3	3	3	3	7	6	5	6
Couleur	7	5	5	4	5	6	6	5	10	5	5	4	4
Tannin	10	3	3	2	3	4	7	4	6	4	5	5	6
Fe	8	5	5	4	5	6	6	7	6	6	7	4	3
Mn	8	9	9	9	9	7	4	4	6	6	7	5	7
pH	10	6	12	7	9	9	8	6	10	7	6	8	5
SO ₄	8	5	5	6	5	5	5	5	5	6	5	4	4
Conducti- vité	10	9	9	9	9	10	4	6	6	8	8	8	6

TABLEAU 1: Nombre de valeurs mesurées durant la période de stabilité et utilisées pour l'analyse statistiques des données physico-chimiques des bacs expérimentaux.

	Sol 1			Sol 2			Sol 3			Sol 4		
Paramètre ²	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2
NH ₄	+	E	+	+	E	+	+	E	+	+	E	+
NO ₂	+	E	-	+	E	+	+	E	+	-	E	+
NO ₃	-	E	-	+	E	+	+	D (-.022)	-	+	E	+
N-org	-	E	-	+	E	+	+	E	+	+	E	+
PO ₄ -ortho	+	E	+	+	D (-.0004)	+	+	E	+	+	D (-.0013)	+
PO ₄ -inorg.	+	E	+	+	E	+	-	E	+	+	E	+
C-inorg	+	E	+	+	E	+	-	E	-	-	E	-
C-org	+	E	+	+	E	+	+	D* (-1.1)	+	+	D* (-2.9)	+
Couleur	+	E	+	+	E	+	+	E	+	+	E	+
Tannin	-	E	-	-	E	-	-	E	-	+	E	-
Fe	+	E	+	+	E	+	+	E	+	+	D* (-.027)	+
Mn	+	E	+	+	D (-.0003)	+	+	E	+	+	E	+
pH	+	E	+	+	D (-.32)	+	-	D (-.04)	-	-	E	-
SO ₄	+	E	+	-	D (+.08)	-	-	E	-	-	D (-.12)	-
Conduct.	+	E	+	+	E	+	-	E	0	0	E	0

TABLEAU 2: Comparaison des moyennes (série 01-25)

¹ Pour la définition de V, voir le texte.² Les différences sont exprimées en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	Sol 1			Sol 2			Sol 3			Sol 4		
Paramètre ²	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2
NH ₄	+	D* (.037)	+	-	D (+.003)	-	-	D* (.003)	-	-	D* (.006)	+
NO ₂	-	E	-	-	E	-	-	E	-	-	E	-
NO ₃	+	D (-.041)	-	-	D (+.052)	+	-	D (+.047)	+	+	D (-.044)	+
N-org.	-	E	-	-	E	-	+	D* (-.02)	-	+	E	+
PO ₄ -ortho	-	E	-	0	E	-	-	E	-	-	D* (+.0002)	+
PO ₄ -inorg.	-	E	+	+	E	-	-	E	0	-	E	+
C-inorg.	-	E	-	+	D (-1.1)	-	-	E	-	-	D (-1.0)	-
C-org.	-	E	-	-	E	-	-	E	-	-	E	-
Couleur	-	E	-	+	D (-12)	+	+	D (-27)	+	+	D (+44)	+
Tannin	-	E	-	+	D (-.64)	-	+	D (-.70)	-	+	D (-.64)	-
Fe	-	D* (+.00095)	0	-	E	-	-	E	-	+	E	+
Mn	-	E	-	-	E	-	-	E	-	+	E	+
pH	-	E	-	+	E	+	-	E	-	-	D (+.68)	+
SO ₄	+	D (-.250)	+	+	E	+	-	D (+.018)	+	+	E	+
Cond uct.	+	E	+	+	E	+	-	E	-	-	E	+

TABLEAU 3: Comparaison des valeurs moyennes (série 01-01)

¹ Pour la définition de V, voir le texte.² Les différences sont exprimées en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	Sol 1			Sol 2			Sol 3			Sol 4		
Paramètre ²	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2
NH ₄	+	D (-.22)	+	+	D (-.55)	+	+	D (-.51)	-	+	D (-1.37)	+
NO ₂	-	E	-	-	E	-	-	E	-	-	E	-
NO ₃	-	E	-	-	E	-	-	D* (+.009)	-	-	D (+.002)	-
N-org	+	E	+	+	D* (-.09)	-	+	D* (-.51)	-	+	D (-.36)	+
PO ₄ -ortho	+	D (.0009)	+	+	D* (-.0003)	-	+	D (-.0004)	-	+	D (-.015)	+
PO ₄ -inorg	+	D (+.001)	+	+	E	-	+	D (-.0005)	-	+	D (-.013)	+
C-inorg.	+	D (-1.5)	+	+	D (-4.6)	+	+	D (-2.0)	-	+	D (-3.3)	-
C-org.	+	E	+	+	D* (-1.3)	+	+	D* (-9.3)	-	+	D (-7.2)	+
Couleur	-	D (+41)	+	+	D (-25)	-	+	D (-625)	-	+	D (-274)	+
Tannin	+	E	+	+	D (-4.)	-	+	D* (-8.9)	-	+	D (-6.6)	+
Fe	+	D (+.02)	+	+	E	-	+	D (-.58)	-	+	D (-.18)	+
Mn	+	D (-.05)	+	+	D (-.13)	+	+	D (-.11)	+	+	D (-.05)	+
pH	-	E	-	-	D (+.88)	-	-	D (+.76)	-	-	D (+1.02)	-
SO ₄	-	D (+.033)	-	-	D (+.056)	-	+	E	+	+	D* (-.1)	0
Conduct.	+	D (-116)	+	+	D* (-249)	+	+	D (-370)	-	+	D (-340)	-

TABLEAU 4: Comparaison des valeurs moyennes (série 00-25)

¹ Pour la définition de V, voir le texte.² Les différences sont exprimées en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	Sol 3		
Paramètre ²	Hor. 1	V ¹	Hor. 2
NH ₄	-	D* (-.020)	-
NO ₂	-	E	-
NO ₃	-	E	-
N-org.	+	D (-.063)	-
PO ₄ -ortho	+	D* (-.0005)	-
PO ₄ -inorg.	+	D (-.0006)	-
C-inorg.	-	E	-
C-org.	+	D (-1.64)	-
Couleur	+	D (-68)	-
Tannin	-	D (-1.21)	-
Fe	+	D (-.036)	-
Mn	+	D (-.021)	+
pH	-	D* (+.34)	-
SO ₄	+	E	-
Conduct.	-	D (-36)	-

TABLEAU 5: Comparaison des valeurs moyennes (série 00-01)

¹ Pour la définition de V, voir le texte.

² Les différences sont exprimées en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	Sol 1		Sol 2		Sol 3		Sol 4	
Paramètre ¹	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2
NH ₄	D* (-4.7)	D (-21.7)	D (8.7)	D (6.3)	D (8.5)	D (9.3)	E	D* (2.6)
NO ₂	D (4.8)	D (5.5)	D (6.8)	D (8.4)	D (6.0)	E	D (4.3)	D (9.3)
NO ₃	D* (-3.8)	E	D* (5.0)	E	D (15.4)	D (-7.8)	D* (-2.9)	E
N-org.	E	D (3.6)	D (12.0)	D (4.1)	D (4.1)	D (12.3)	D* (5.6)	D (15.8)
PO ₄ -ortho	D (3.8)	D (3.6)	D (5.6)	D* (2.5)	D* (2.2)	E	D (10.5)	E
PO ₄ -inorg.	E	E	E	E	E	E	D (6.2)	E
C-inorg.	D (5.1)	D (4.3)	E	E	D (4.5)	E	E	D (-6.4)
C-org.	E	E	E	E	E	E	D (5.9)	D (4.8)
Couleur	E	D (4.1)	D (5.5)	D (10.1)	D (8.5)	D (14.8)	E	E
Tannin	E	E	E	E	E	E	E	E
Fe	D* (4.9)	E	D (7.9)	E	D* (3.7)	D (9.4)	D* (5.6)	D* (5.5)
Mn	D (3.2)	E	D (7.8)	D (3.2)	D (3.7)	D (3.6)	D* (2.7)	E
pH	D* (3.0)	D (4.3)	D (3.6)	E	E	E	D (-7.4)	D (22.1)
SO ₄	D (-5.1)	D* (-2.6)	D (-6.3)	D* (-3.5)	D (-10.1)	D (-10.7)	D (-14.9)	E
Conduct.	E	E	E	E	E	E	E	E

TABLEAU 6: Influence de la température en milieu aérobie, comparaison des moyennes des séries 01-25 et 01-01.

¹ La différence des moyennes est indiquée, lorsqu'elle est significative; elle est exprimée en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	SOL 3	
Paramètre	Horizon 1	Horizon 2
NH ₄	D (20.8)	D (-8.3)
NO ₂	D (-4.6)	D (-4.9)
NO ₃	D (7.7)	D (11.5)
N-org.	D* (2.8)	D (6.3)
PO ₄ -ortho	E	E
PO ₄ -inorg.	E	E
C-inorg	D (11.1)	E
C-org.	D* (5.1)	D* (4.4)
Couleur	D (12.9)	D* (-3.0)
Tannin	D* (5.3)	D (42.5)
Fe	D (6.0)	E
Mn	D (32.3)	D* (3.0)
pH	D (-6.5)	D (-7.1)
SO ₄	D* (3.2)	D (6.6)
Conduct.	D (56.6)	E

TABLEAU 7: Influence de la température en milieu anaérobie, comparaison des moyennes des séries 00-25 et 00-01.

¹ La différence des moyenne est présentée, lorsqu'elle est significative; elle est exprimée en milli-moles l⁻¹; sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	Sol 1		Sol 2		Sol 3		Sol 4	
Paramètre ¹	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2	Hor 1	Hor 2
NH ₄	D (-20.1)	D (-8.7)	D (-14.7)	D (-4.9)	D (-23.2)	E	D (-14.8)	E
NO ₂	D (10.4)	D (10.5)	D (9.3)	D (9.2)	D (5.8)	D (6.0)	D (6.7)	D (5.4)
NO ₃	E	E	E	D* (4.5)	D (7.5)	E	D* (2.9)	D (4.6)
N-org.	E	E	E	D (6.6)	E	D (13.0)	E	D (14.4)
PO ₄ -ortho	E	D* (-3.4)	E	D* (2.6)	D (-4.1)	E	D* (-8.8)	E
PO ₄ -inorg.	E	E	E	D* (2.6)	D (-13.3)	D* (3.5)	D (-4.3)	E
C-inorg.	D (-4.5)	E	D (-6.2)	E	D (-9.8)	E	D (-12.4)	D (-5.4)
C-org.	E	E	E	E	E	D* (3.1)	E	D (5.7)
Couleur	D* (+2.8)	D (-8.4)	E	D (11.1)	D (-13.0)	D (16.5)	E	E
Tannin	E	E	E	E	D* (-3.2)	E	E	E
Fe	E	D (-7.4)	E	D* (2.5)	D (-6.2)	D (13.3)	D (-5.8)	D* (4.7)
Mn	D (-99.7)	D (-48.5)	D (-58.9)	D (-8.4)	D (-55.2)	D* (-3.8)	D (-33.0)	E
pH	D (7.2)	D (12.0)	D (25.2)	D (8.6)	D (22.9)	D (15.1)	D (-9.1)	D (-20.0)
SO ₄	D (5.5)	D (26.5)	E	E	D (-7.1)	D (-13.3)	D (-8.1)	E
Conduct.	D (-6.3)	E	D* (-3.0)	E	D (-48.3)	D (22.0)	D (51.4)	D (11.1)

TABLEAU 8: Influence de l'oxygénation à 25°C, comparaison des moyennes des séries 01-25 et 00-25.

¹ La différence des moyenne est présentée, lorsqu'elle est significative; elle est exprimée en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

	SOL 3	
Paramètre ¹	Horizon 1	Horizon 2
NH ₄	D (-6.6)	D (-9.9)
NO ₂	D (7.5)	E
NO ₃	D* (-3.1)	D (29.4)
N-org.	E	D (6.9)
PO ₄ -ortho	D (-4.1)	E
PO ₄ -inorg.	D (-3.7)	E
C-inorg.	D (-8.0)	E
C-org.	E	E
Couleur	D (-5.1)	E
Tannin	D (13.1)	D (19.1)
Fe	D (-3.9)	D* (2.7)
Mn	D (-12.5)	E
pH	D (3.9)	D (3.6)
SO ₄	D* (-2.9)	D* (2.9)
Conduct.	E	D* (2.3)

TABLEAU 9: Influence de l'oxygénation à 1°C, comparaison des moyennes des séries 01-01 et 00-01.

¹ La différence des moyennes est présentée, lorsqu'elle est significative; elle est exprimée en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen), les tannins (mg l⁻¹), le pH (unités de pH) et la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

Paramètre	So1 1	So1 2	So1 3	So1 4
NH ₄	13	10	11	11
NO ₃	18	22	22	22
N-org	13	11	12	12
C-inorg	12	12	14	13
C-org	13	12	12	14
Fe	14	6	14	10
Mn	15	10	10	14
pH	20	20	8	9
SO ₄	13	9	12	13
Alcalinité	14	20	22	22
Dureté	18	21	22	22
Chlorure	18	20	20	20
Conductivité	16	16	18	16

TABEAU 10: Nombre de valeurs mesurées durant la période de stabilité et utilisées pour l'analyse statistique des données physico-chimiques des bassins expérimentaux.

	Sol 1			Sol 2			Sol 3			Sol 4		
Paramètre ²	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2	Hor. 1	V ¹	Hor. 2
NH ₄	+	D (-.0029)	+	+	D (-.0098)	+	+	D (-.0047)	+	+	D (-.0042)	+
NO ₃	-	E	-	-	E	-	-	E	-	-	E	-
N-org.	+	D (-.015)	+	+	D (-.029)	+	+	D (-.019)	+	+	D (-.008)	+
C-inorg.	+	D (-.85)	+	+	D (-.78)	+	+	D (-.51)	+	+	D (-.25)	+
C-org.	-	E	-	-	D (-.60)	-	-	D (-.31)	-	-	D* (-.21)	-
Couleur	+	D* (5)	+	+	D (-24)	0	+	D (-7)	-	+	D* (-12)	+
Fe	+	E	+	+	D (-47 x 10 ⁻⁴)	0	+	D (-20 x 10 ⁻⁴)	-	+	D (-45 x 10 ⁻⁴)	+
pH	-	E	-	-	D (.40)	-	-	D (.40)	-	-	D* (.28)	-
Mn	+	D* (-.0025)	-	+	D (-.014)	-	+	D* (-.0095)	-	-	E	-
SO ₄	+	D (.05)	+	+	D (.03)	+	+	D (.07)	+	+	D (.05)	+
Conduct.	+	D (-60)	+	+	D (-58)	+	+	D (-26)	+	+	D (-12)	+
Alcalinité	+	D (-.43)	+	+	D (-.35)	+	+	D* (-.19)	+	+	E	+
Dureté	+	E	-	+	E	-	-	E	-	-	E	-
Cl	-	E	-	-	D* (-.40)	-	-	E	-	-	E	-

TABLEAU 11: Comparaison des moyennes, données des bassins expérimentaux.

¹ Pour la définition de V, voir le texte.

² Lorsque elle est significativement différente de 0, la différence des moyennes est indiquée en milli-moles l⁻¹, sauf pour la couleur (unités Hazen) le pH (unités de pH), la conductivité (micro-mhos cm⁻¹).

APPENDICE 3

HYDROCHIMIE

3.1 Bilan hydrochimique

3.1 Bilan hydrochimique

A- Introduction

Un calcul de bilan en substances dissoutes a été effectué sur la rivière Bulstrode au point où elle se déversera dans le futur réservoir à Victoriaville. Pour la période du 1^{er} juillet au 1^{er} octobre 1973, on disposait de mesures de débit à toutes les 3 heures, et on avait des mesures de concentrations provenant de 106 prélèvements instantanés effectués par l'INRS et de 13 prélèvements effectués par le MRN.

B- Méthode

On calcule d'abord le bilan hydrique de la rivière, V_r' , pour la période d'étude:

$$V_r' = K \cdot t \cdot \sum_{i=1}^{736} Q_i \quad (1)$$

où:

V_r' = bilan hydrique (litres);

Q_i = débit instantané (pi^3/sec);

t = $10.8 \times 10^3 \text{ sec}$ ($60 \frac{\text{sec}}{\text{min}} \times 60 \frac{\text{min}}{\text{heure}} \times 3 \text{ heures}$);

k = facteur de conversion ($28.32 \text{ litres/pi}^3$).

Le bilan hydrique spécifique, V_r , s'obtient en divisant l'équation (1) par la superficie du bassin versant en hectares:

$$V_r = \frac{V_r'}{S} \quad (\text{litres/hectare}) \quad (2)$$

Connaissant alors le bilan hydrique spécifique, on peut calculer la charge dissoute de la rivière:

$$B_r(X) = K \cdot V_r \cdot [\overline{X}] \quad (3)$$

où:

$B_r(X)$ = charge dissoute de l'élément X transportée par la rivière (kg);

K = facteur de conversion (10^{-6} kg/mg);

$\overline{[X]}$ = concentration moyenne du paramètre X (mg/l).

La concentration moyenne du paramètre X peut se calculer de plusieurs façons. Trois méthodes de calcul de la concentration moyenne ont été essayées.

1)

$$\overline{[X]} = \frac{\sum_{i=1}^n [X]_i}{n} \quad (4)$$

où:

n = nombre de mesures du paramètre X durant la période d'étude.

2)

$$\overline{[X]}^{\text{pondéré}}_{(A)} = \frac{\sum_{i=1}^n [X]_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (5)$$

où:

Q_i = débit instantané lors du prélèvement;

n = nombre de mesures du paramètre X.

3)

$$[X]_{\text{pondéré}}_{(B)} = \frac{\sum_{j=1}^m \overline{[X]}_j \cdot \overline{Q}_j \cdot m_j}{\sum_{j=1}^m \overline{Q}_j \cdot m_j} \quad (6)$$

où:

m = nombre de classes de débits obtenues en groupant les débits selon une progression géométrique (11);

m_j = fréquence de mesures de débit instantané dans la classe j de débit;

$\bar{Q}_j$ = débit moyen de la classe j de débit;

$$\overline{[X]}_j = \frac{\sum_{i=j}^{n_j} [X]_i}{n_j} ;$$

n_j = est le nombre d'échantillons prélevés lorsque le débit instantané se trouvait dans la classe j de débits.

C- Résultats

Le Tableau 1 et les Figures 1 et 2 nous donnent la fréquence des débits observés et la contribution de chaque classe de débits à la charge hydrique de la rivière Bulstrode pour la période d'étude. On observe que 76% du temps, le débit observé est inférieur au débit moyen, $228 \text{ pi}^3/\text{s}$, et que les débits les plus fréquents se situent entre 62.5 et $125 \text{ pi}^3/\text{s}$ et entre 125 et $250 \text{ pi}^3/\text{s}$. Par contre, on remarque que les débits inférieurs au débit moyen contribuent seulement à 29% de la charge hydrique. Il y a une contribution très grande (21%) provenant des débits élevés qui sont supérieures à $2000 \text{ pi}^3/\text{s}$ et qu'on rencontre seulement 1% du temps. Le changement brusque de la pente de la charge hydrique pour les débits supérieurs à $4000 \text{ pi}^3/\text{s}$ semble provenir du fait que la période d'étude est trop courte pour obtenir une statistique valable pour les débits élevés.

Les Tableaux 2 et 3 donnent les concentrations moyennes et le nombre d'échantillons pour chaque classe de débit. Dans le Tableau 2, on a une assez bonne répartition du nombre d'échantillons, sauf pour les débits supérieurs à $2000 \text{ pi}^3/\text{s}$. Le Tableau 3, par contre, montre qu'on ne possède aucun échantillon provenant de 4 classes de débit et seulement un échantillon pour 4 autres classes de débit.

Les concentrations indiquées pour les classes de débit ne comportant pas d'échantillons dans le Tableau 3 ont été obtenues à partir des équations de régression suivante:

$$[\text{SiO}_2] = 0.46 Q^{0.292} ; R^2 = .58$$

$$[\text{Ca}] = 40.8 Q^{-0.052} ; R^2 = .14$$

$$[\text{Mg}] = 4.39 Q^{-0.12} ; R^2 = .64$$

$$[\text{Na}] = 13.6 \quad Q^{-0.30} \quad ; \quad R^2 = .83$$

$$[\text{K}] = 1.28 \quad Q^{0.063} \quad ; \quad R^2 = .05$$

La variance expliquée par ces équations se situe à 83%, 64% et 58% pour le sodium, le magnésium et la silice respectivement, et le niveau de signification du coefficient de corrélation R est inférieur à 0.1%. Les équations pour le potassium et la calcium expliquent peu la variabilité de ces paramètres et leur emploi peut entraîner une grande erreur.

Le Tableau 4 présente les concentrations moyennes obtenues selon les trois méthodes décrites précédemment. On remarque que pour les éléments qui diminuent avec le débit (Ca, Mg, Na, SO_4 , Cl, Fe) la moyenne arithmétique est plus grande que la moyenne pondérée d'une façon ou de l'autre. Par contre, la moyenne arithmétique des éléments qui augmentent avec le débit (K, N-NO_{2-3} , N-NH_4 , N-org, SiO_2 , C-org) est plus faible. Ces différences proviennent du fait que dans tous les cas, il y a un plus grand nombre d'échantillons provenant des faibles débits.

La pondération par les débits instantanés lors des prélèvements n'apparaît pas être la méthode idéale pour obtenir une moyenne représentative pour cette période de temps (92 jours). Par rapport à la pondération par tous les débits, on observe des valeurs trop élevées pour Ca, Mg et Na (4.5, 11.3 et 25.0%), et trop faibles pour K et SiO_2 (-4.5 et -26.8%). Ces différences peuvent s'expliquer par le fait qu'on n'a pratiquement aucun échantillon pour les débits élevés ($>250 \text{ pi}^3/\text{s}$). Pour les autres éléments, on obtient des valeurs sensiblement égales pour SO_4 , Cl, N-NO_{2-3} et C-org (-2.5, -2.9, 0.5 et 3.2%), des valeurs trop faibles pour Fe et Mn (-15.2 et -20.0%) et trop élevées pour N-NH_4 , N-org et H^+ (7.0, 4.5 et 40.0%). Comme on n'a qu'un échantillon provenant des valeurs de débit élevées (voir Tableau 2), il faut noter qu'une erreur d'analyse de cet échantillon entraînerait une grande erreur dans le calcul de la moyenne à cause du facteur de pondération qui résulte de ce débit élevé ($7620 \text{ pi}^3/\text{s}$) contribuant à 29% de la charge hydrique. Les Figures 3 et 4 montrent les différences entre les histogrammes de fréquence des débits et de contribution à la charge hydrique pour les 106 mesures de débit effectuées lors des prélèvements et des 736 mesures de débit. La Figure 3 fait ressortir une importance exagérée accordée à la classe de débit plus grand que $4000 \text{ pi}^3/\text{s}$.

Les Tableaux 5, 6, 7 et 8 présentent la contribution relative différentielle et cumulative à la charge en éléments dissous de chaque classe de débits. On voit que les débits inférieurs à $62.5 \text{ pi}^3/\text{sec}$ qu'on rencontre 16.8% du temps contribuent à moins de 10% sauf pour le fer (10.3%). Les débits supérieurs à $2000 \text{ pi}^3/\text{s}$ sont très importants pour les éléments suivants: SiO_2 , H^+ , N-NH_4 , N-org , C-org , N-NO_{2-3} et K. Les Figures 5 et 6 comparent les contributions du débit aux charges des différentes formes d'azote. On voit que les faibles débits ($< 62.5 \text{ pi}^3/\text{s}$) contribuent moins à la charge en nitrate qu'en azote ammoniacal et en azote organique.

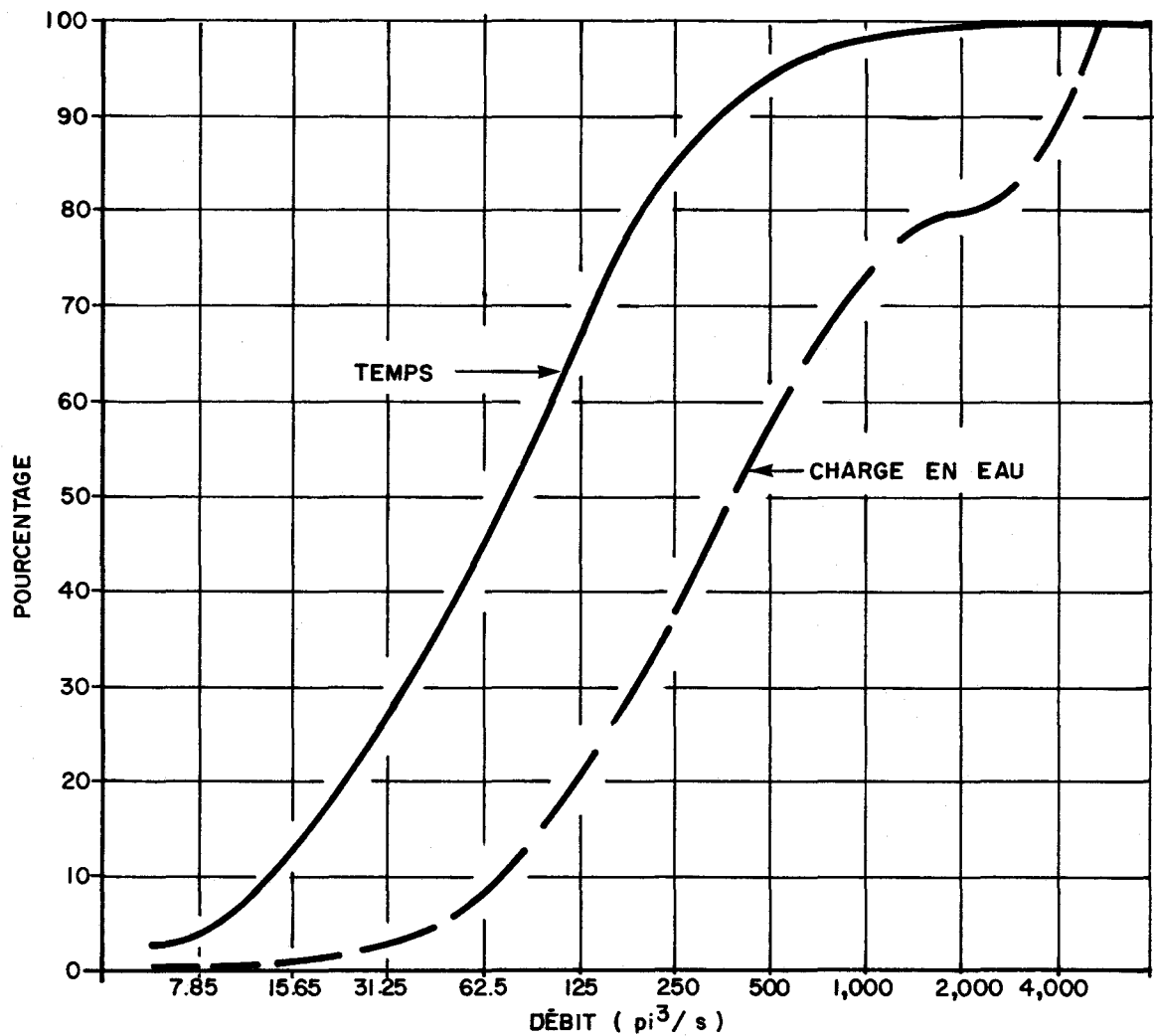


Fig. 1 .Histogramme cumulatif de la fréquence relative des débits observés et de leur contribution à la charge hydrique de la rivière Bulstrode .

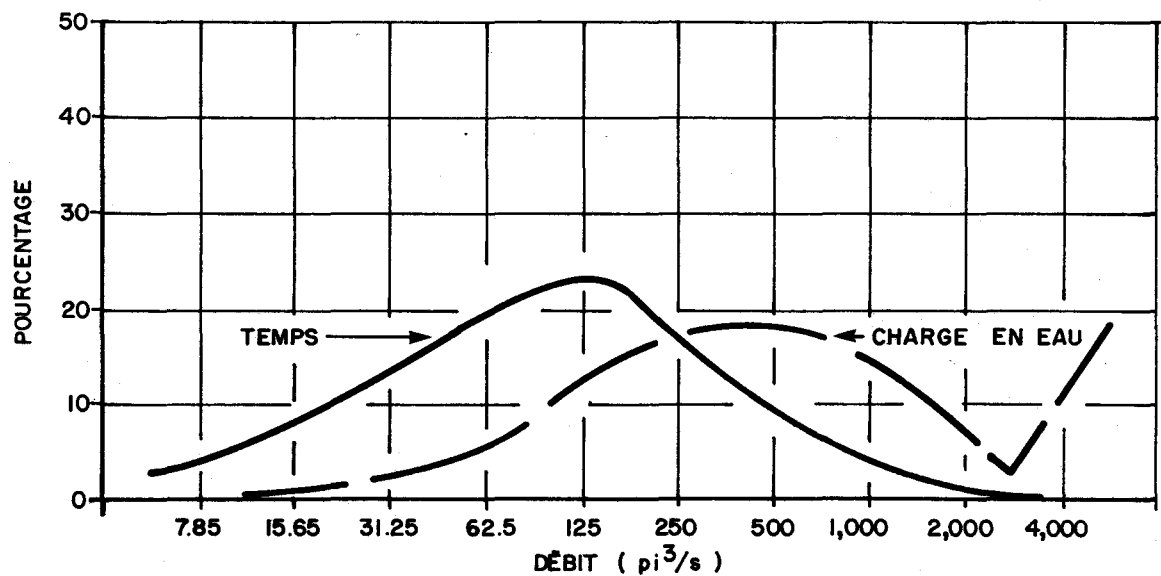


Fig. 2 .Histogramme différentiel de la fréquence relative des débits observés et de leur contribution à la charge en eau de la rivière Bulstrode .

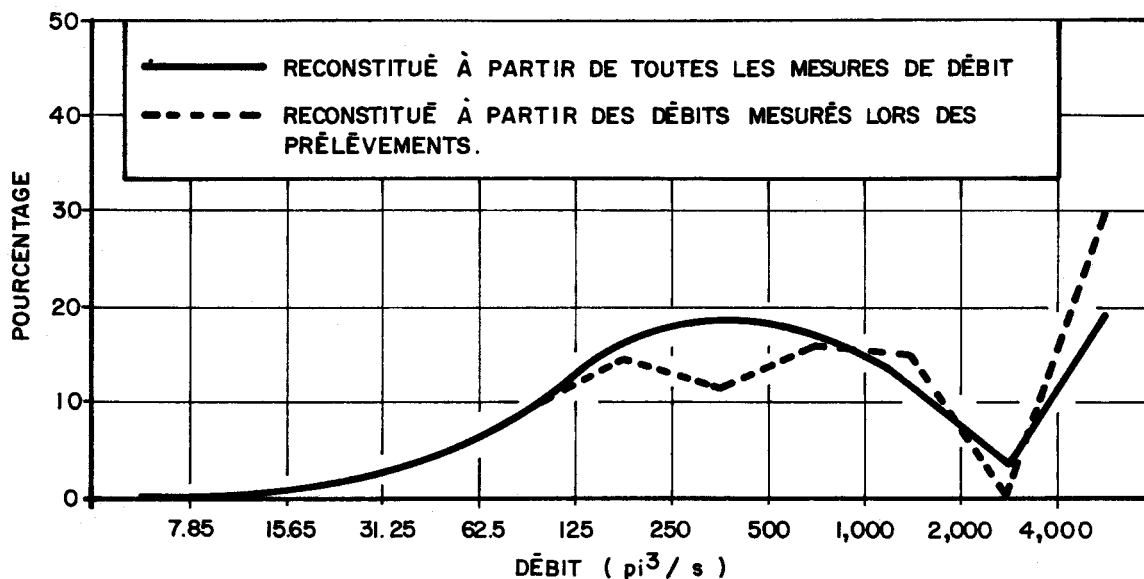


Fig . 3. Histogramme de la contribution des classes de débit à la charge hydrique .

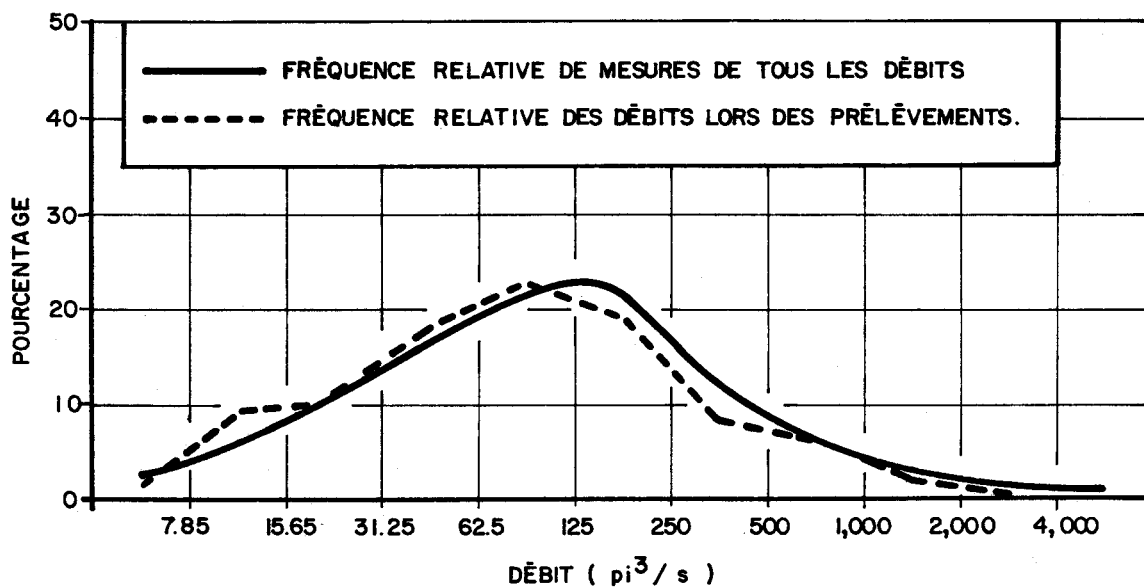


Fig . 4 . Histogramme de la fréquence des débits mesurés .

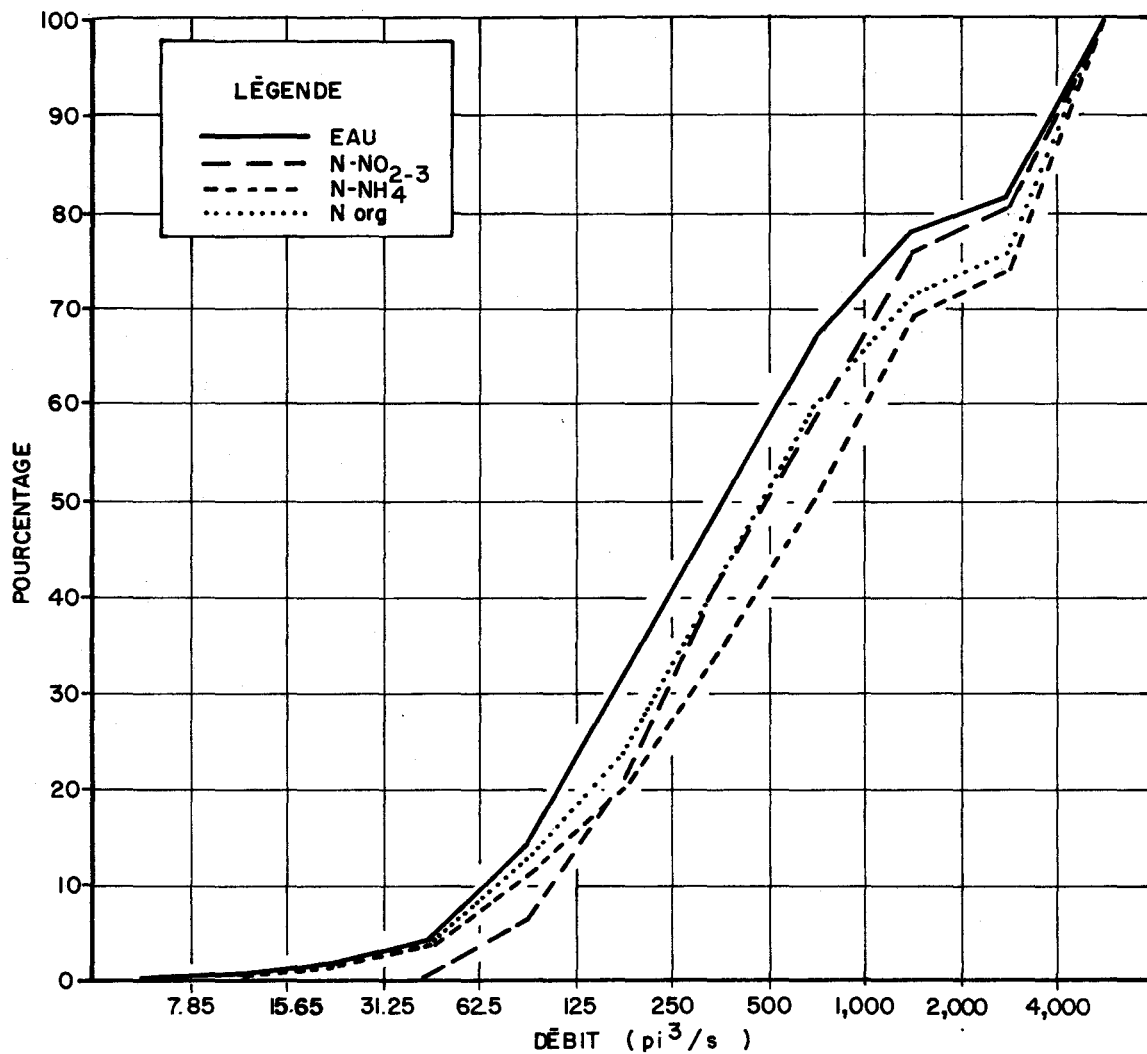


Fig. 5 . Contribution relative cumulative du débit à la charge hydrique et à la charge en substances azotées.

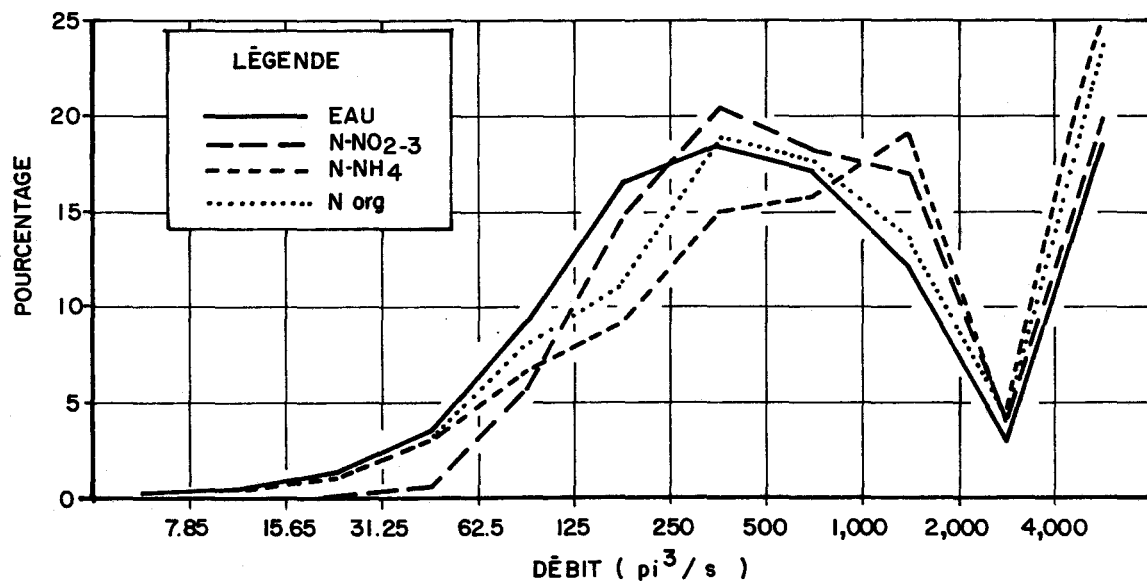


Fig. 6. Contribution relative du débit à la charge hydrique et à la charge en substances azotées .

TABLEAU 1

Fréquences des débits observés sur la rivière Bulstrode et leur contribution à la charge hydrique.

indice de la classe j	classe de débits (pi^3/sec)	débit moyen $\bar{Q}_j$ (pi^3/sec)	Fréquence de mesures (m_j)	fréquence relative de mesure	fréquence relative cumulative de mesure	contribution relative à la charge hydrique	contribution relative cumulative à la charge hydrique
1	< 7.85	5.2	16	2.2	2.2	.1	.1
2	7.85-15.7	11.7	41	5.6	7.7	.3	.3
3	15.7 -31.3	22.3	81	11.0	18.7	1.1	1.4
4	31.3 -62.5	45.8	124	16.8	35.6	3.4	4.8
5	62.5 -125	99.0	158	21.5	57.1	9.3	14.1
6	125 -250	174.8	161	21.9	78.9	16.7	30.8
7	250 -500	352.1	89	12.9	91.0	18.6	49.4
8	500 - 1000	673.	43	5.8	96.9	17.2	66.6
9	1000 - 2000	1284.	16	2.2	99.0	12.2	78.8
10	2000 - 4000	2454.	2	.3	99.3	2.9	81.7
11	>4000	6155.	5	.7	100.0	18.3	100.0

TABLEAU 2

Concentrations moyennes et nombre d'échantillons pour chaque classe de débit (Station INRS).

Classe de débit (pi ³ /sec)	CONCENTRATIONS MOYENNES ET NOMBRE D'ECHANTILLONS ¹								
	N-NO ₃	N-NH ₄	N-org	C-org	Fe	Mn	Cl	SO ₄	H
<7.85	0.000 (2)	0.080 (2)	0.345 (2)	5.86 (1)	0.010 (2)	0.020 (2)	6.00 (2)	10.0 (2)	-
7.85-15.25	0.020 (6)	0.060 (6)	0.215 (6)	4.03 (9)	0.066 (10)	0.023 (10)	5.33 (6)	12.3 (6)	.014 (6)
15.65-31.25	0.009 (7)	0.051 (7)	0.206 (7)	6.03 (6)	0.046 (7)	0.009 (8)	5.00 (7)	11.5 (8)	.010 (5)
31.25-62.5	0.022 (17)	0.058 (17)	0.239 (17)	3.83 (18)	0.082 (16)	0.013 (17)	5.12 (17)	12.3 (17)	.011 (8)
62.5 -125	0.107 (17)	0.051 (17)	0.229 (17)	4.76 (14)	0.046 (17)	0.008 (17)	4.82 (17)	14.1 (17)	.015 (6)
125 -250	0.160 (15)	0.039 (15)	0.178 (15)	3.27 (14)	0.026 (15)	0.007 (15)	3.27 (15)	12.7 (15)	.013 (9)
250 -500	0.200 (8)	0.057 (8)	0.267 (8)	6.10 (7)	0.063 (7)	0.034 (7)	3.00 (8)	13.0 (8)	.007 (3)
500 -1000	0.195 (4)	0.065 (4)	0.272 (4)	4.62 (4)	0.043 (3)	0.013 (3)	3.25 (4)	11.5 (4)	.024 (3)
1000 -2000	0.260 (2)	0.110 (2)	0.290 (2)	6.55 (2)	0.015 (2)	0.025 (2)	2.17 (3)	11.0 (2)	.032 (1)
2000 -4000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
>4000	0.200 (1)	0.100 (1)	0.350 (1)	6.80 (1)	0.000 (1)	0.000 (1)	2.00 (1)	10.0 (1)	-

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/l sauf pour H⁺ qui est exprimé en µg/l; les chiffres entre parenthèses correspondent au nombre d'échantillons.

TABLEAU 3

Concentrations moyennes et nombre d'échantillons pour chaque classe de débit (Station MRN).

classe de débit (pi ³ /sec)	CONCENTRATIONS MOYENNES ET NOMBRE D'ECHANTILLONS ¹				
	SiO ₂	Ca	Mg	Na	K
<7.85	1.1 (1)	38.0 (1)	3.0 (1)	10.0 (1)	1.0 (1)
7.85-15.65	0.9 (0) ²	35.9 (0) ²	3.3 (0) ²	6.5 (0) ²	1.5 (0) ²
15.65-31.25	1.2 (1)	28.0 (1)	2.9 (1)	4.0 (1)	1.5 (1)
31.25-62.5	1.2 (3)	34.0 (3)	3.1 (3)	4.3 (3)	2.4 (3)
62.5 - 125	1.7 (3)	34.7 (3)	2.6 (3)	3.7 (3)	1.5 (3)
125 - 250	2.6 (3)	33.9 (3)	2.4 (3)	2.8 (3)	1.6 (3)
250 - 500	3.0 (1)	29.0 (1)	1.9 (1)	2.4 (1)	2.1 (1)
500 - 1000	2.8 (1)	23.6 (1)	1.9 (1)	2.2 (1)	2.2 (1)
1000 - 2000	3.7 (0) ²	28.1 (0) ²	1.9 (0) ²	1.6 (0) ²	2.0 (0) ²
2000 - 4000	4.5 (0) ²	27.2 (0) ²	1.7 (0) ²	1.3 (0) ²	2.1 (0) ²
>4000	5.9 (0) ²	25.9 (0) ²	1.5 (0) ²	1.0 (0) ²	2.2 (0) ²

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/l; les chiffres entre parenthèses correspondent au nombre d'échantillons.² Valeurs obtenues par une équation de régression.

TABLEAU 4

Concentrations moyennes¹ des paramètres physico-chimiques mesurées sur la rivière Bulstrode.

	MOYENNE ARITHMETIQUE	MOYENNE PONDEREE PAR LES DEBITS LORS DES PRELEVEMENTS	MOYENNE PONDEREE PAR TOUS LES DEBITS
Ca	32.8	30.1	28.9
Mg	2.61	2.26	2.03
Na	3.92	2.84	2.27
K	1.80	1.90	1.99
SO ₄	12.6	11.6	11.9
Cl	4.28	2.96	3.05
N-NO ₂₋₃	0.099	0.185	0.184
N-NH ₄	0.055	0.076	0.071
N org	0.231	0.278	0.266
SiO ₂	1.88	2.45	3.35
Fe	0.051	0.028	0.033
Mn	0.014	0.012	0.015
H ⁺	0.013	0.021	0.015
C-org	4.54	5.53	5.36

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/l, sauf pour l'ion H⁺ qui est exprimé en µg/l.

TABLEAU 5

Contribution relative des débits à la charge en éléments dissous (Station INRS).

classe de débit (pi ³ /sec)	contribution à la charge hydrique (%)	contribution relative à la charge en éléments dissous								
		N-NO ₂₋₃	N-NH ₄	N _{org}	C _{org}	Fe	Mn	Cl	SO ₄	H ⁺
<7.85	.05	0.00	0.06	0.06	0.05	0.01	0.07	0.10	0.04	0.00
7.85-15.65	.28	0.03	0.24	0.22	0.21	0.6	0.4	0.5	0.3	0.3
15.65-31.25	1.1	0.05	0.8	0.8	1.2	1.5	0.6	1.8	1.0	0.7
31.25-62.5	3.4	0.4	2.8	3.0	2.4	8.3	3.0	5.7	3.5	2.4
62.5-125	9.3	5.4	6.7	8.0	8.2	12.8	5.0	14.7	11.0	9.0
125 -250	16.7	14.5	9.2	11.2	10.2	12.9	7.9	17.9	17.8	14.1
250 -500	18.6	20.2	15.0	18.7	21.2	35.1	42.6	18.3	20.4	8.5
599 -1000	17.2	18.2	15.9	17.5	14.8	22.2	15.0	18.3	16.6	5.1
1000 -2000	12.2	17.2	19.0	13.3	14.9	5.4	20.5	8.7	11.3	25.4
2000 -4000	2.9	4.1	4.5	3.2	3.6	1.3	4.9	2.0	2.6	4.7
>4000	18.3	19.8	25.9	24.0	23.2	0.00	0.00	12.0	15.4	29.7

TABLEAU 6

Contribution relative cumulative des débits à la charge en éléments dissous (Station INRS).

classe de débit (pi ³ /sec)	contribution à la charge hydrique (%)	contribution relative cumulative à la charge en éléments dissous								
		N-NO ₂₋₃	N-NH ₄	N _{org}	C _{org}	Fe	Mn	Cl	SO ₄	H ⁺
<7.85	.05	0.00	0.06	0.06	0.05	0.01	0.07	0.10	0.04	0.00
7.85-15.65	.3	0.03	0.30	0.28	0.26	0.6	0.5	0.6	0.3	0.26
15.65-31.25	1.4	0.08	1.1	1.1	1.5	2.0	1.1	2.3	1.4	1.0
31.25-62.5	4.8	.5	3.8	4.1	3.9	10.3	4.1	8.0	4.8	3.4
62.5-125	14.1	5.9	10.5	12.1	12.1	23.1	9.1	22.7	15.9	12.4
125 -250	30.8	20.4	19.7	23.3	22.3	36.0	16.9	40.6	33.7	26.5
250 -500	49.4	40.6	34.7	41.9	43.5	71.1	59.5	59.0	54.1	35.0
500 -1000	66.6	58.8	50.6	59.5	58.3	93.3	74.6	77.3	70.7	40.1
1000 -2000	78.8	76.1	69.6	72.8	73.2	98.7	95.1	86.0	82.0	65.5
2000 -4000	81.7	80.2	74.1	76.0	76.8	100.0	100.0	88.0	84.6	70.3
>4000	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

TABLEAU 7

Contribution relative des débits à la charge en éléments dissous (Station MRN).

classe de débit (pi ³ /sec)	contribution à la charge hydrique (%)	contribution relative à la charge en éléments dissous				
		Ca	Mg	Na	K	SiO ₂
<7.85	0.05	0.13	0.15	0.4	0.05	0.03
7.85-15.65	0.28	0.4	0.5	0.9	0.23	0.08
15.65-31.25	1.1	1.1	1.6	1.9	0.8	0.4
31.25-62.5	3.4	4.0	5.2	6.4	4.1	1.2
62.5-125	9.3	11.2	11.9	15.2	7.0	4.7
125 -250	16.7	19.6	19.7	20.6	13.4	13.0
250 -500	18.6	18.7	17.4	19.6	19.6	16.7
500 -1000	17.2	14.0	16.1	16.7	19.0	14.4
1000 -2000	12.2	11.9	11.2	8.5	12.3	13.5
2000 -4000	2.9	2.7	2.5	1.7	3.0	3.9
>4000	18.3	16.4	13.9	8.0	20.4	32.1

TABLEAU 8

Contribution relative cumulative des débits à la charge en éléments dissous (Station MRN).

classe de débit (pi ³ /sec)	contribution à la charge hydrique (%)	contribution relative cumulative à la charge en éléments dissous				
		Ca	Mg	Na	K	SiO ₂
<7.85	0.05	0.13	0.15	0.4	0.05	0.03
7.85-15.65	0.3	0.5	0.6	1.3	0.27	0.12
15.65-31.25	1.4	1.6	2.2	3.2	1.1	0.51
31.25-62.5	4.8	5.6	7.4	9.7	5.2	1.7
62.5 -125	14.1	16.7	19.3	24.8	12.2	6.4
125 -250	30.8	36.3	39.0	45.4	25.6	19.4
250 -500	49.4	55.0	56.4	65.1	45.3	36.1
500 -1000	66.6	69.0	72.5	81.8	64.2	50.4
1000 -2000	78.8	80.9	83.7	90.3	76.5	64.0
2000 -4000	81.7	83.6	86.1	92.0	79.6	67.9
>4000	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0