

62849c

**L'IMPACT DES REJETS DE LA CENTRALE NUCLÉAIRE  
DE TIHANGE (BELGIQUE)  
SUR L'ÉCOSYSTÈME MEUSE:  
ÉTUDES IN SITU ET RECHERCHES EXPÉRIMENTALES  
DURANT LA PÉRIODE 1981-1984**

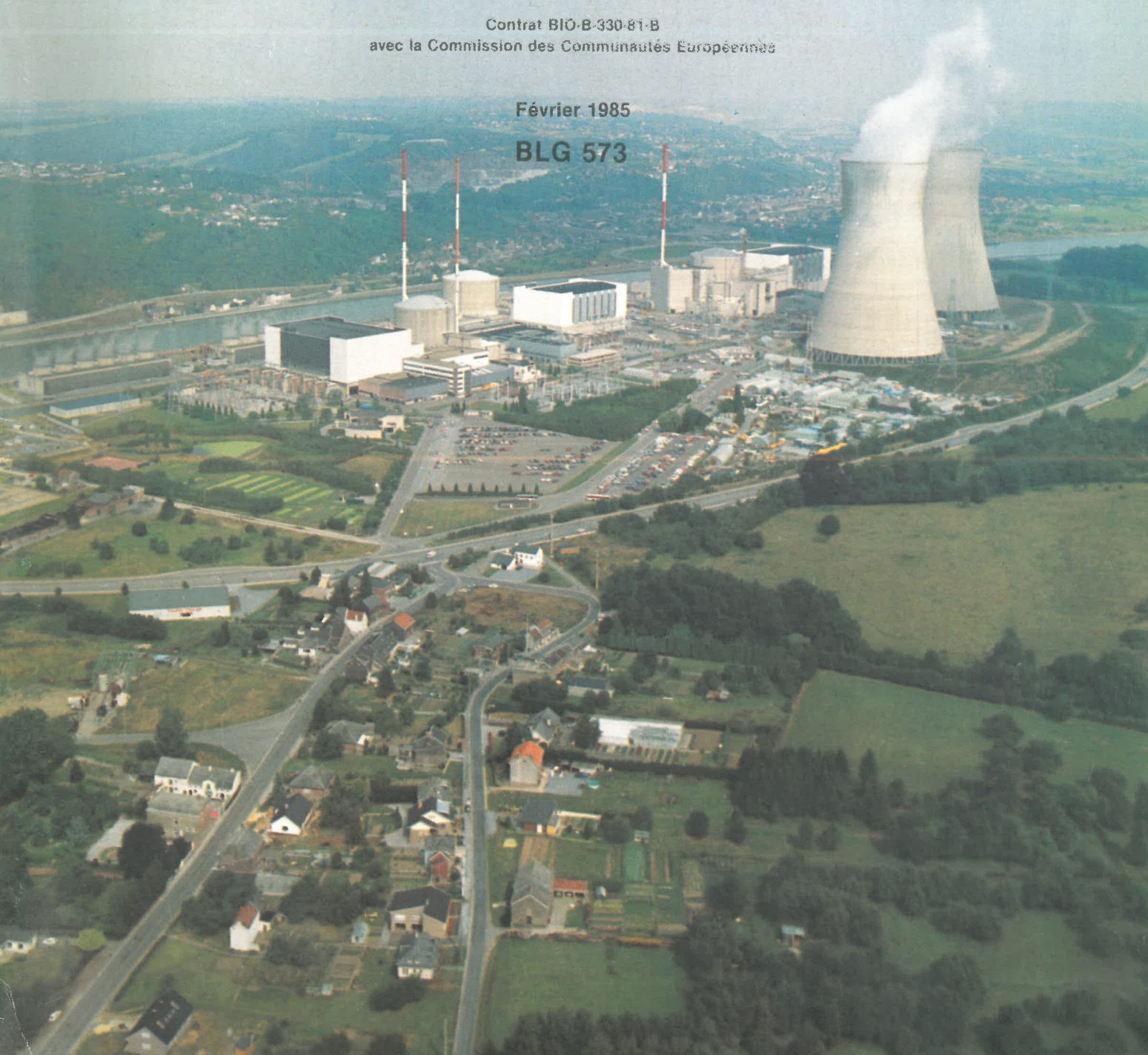
**Coordinateur: R. KIRCHMANN**

**Promoteurs: J. LAMBINON, J. MAISIN, J.-C. MICHA, C. MYTTENAERE, C. SIRONVAL**

**Contrat BIO-B-330-81-B  
avec la Commission des Communautés Européennes**

**Février 1985**

**BLG 573**





62849c

**L'IMPACT DES REJETS DE LA CENTRALE NUCLÉAIRE  
DE TIHANGE (BELGIQUE)  
SUR L'ÉCOSYSTÈME MEUSE:  
ÉTUDES IN SITU ET RECHERCHES EXPÉRIMENTALES  
DURANT LA PÉRIODE 1981-1984**

**Coordinateur: R. KIRCHMANN**

**Promoteurs: J. LAMBINON, J. MAISIN, J.-C. MICHA, C. MYTTENAERE, C. SIRONVAL**

**Contrat BIO-B-330-81-B  
avec la Commission des Communautés Européennes**

**Février 1985**

**BLG 573**



## AUTEURS DE L'ÉTUDE ET COLLABORATEURS

---

**Centre d'Étude de l'Énergie nucléaire (CEN/SCK), Mol** (coordination, mesures de radioactivité):

R. KIRCHMANN, E. BONNIJNS-VAN GELDER, J. COLARD, E. FAGNIART, G. KOCH, J. REMY-DEFRAIGNE, F. LIEVENS.

**Service de Systématique végétale et de Phytogéographie, Laboratoire d'Hydrobiologie, Université de Liège, Liège** (analyses physico-chimiques des eaux, étude des producteurs primaires in situ et en conditions expérimentales):

J.-P. DESCY, J. LAMBINON, A. EMPAIN, C. MOUVET, S. CLARISSE, J.-Ph. BOSERET. Collaboration technique: F. KIEHM, J.-M. THÉATE, R. RENARD.

**Service de Botanique générale et de Photobiologie, Laboratoire de Radioécologie, Université de Liège, Liège** (études expérimentales de la fixation des radionucléides):

C. SIRONVAL, R. KIRCHMANN, M. MEURICE-BOURDON, A. COLETTE.

**Unité d'Écologie des eaux douces (UNECED), Facultés universitaires N.-D. de la Paix, Namur** (étude du régime thermique, des macroinvertébrés et des poissons):

J.-C. MICHA, M. MEURISSE-GENIN, A. REYDAMS-DETOLLENAERE, M. ADNET, F. AUVRAY, B. DEVRESSE, O. DONATTI, A. GILLET, R. JACQUEMIN, A. SIERRA, H. VEIDERS. Collaboration technique: Y. MINE, G. FURQUIM.

**Unité de Physiologie végétale, Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve** (études expérimentales du transfert des radionucléides):

C. MYTTENAERE, L. SOMBRÉ.

**Ministère de la Santé Publique, Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie, Bruxelles** (mesures de radioactivité, étude du phytoplancton):

G. CANTILLON, H. DE CLERCQ-VERSELE, M. DE MAESSCHALK, J. BINET.

**Centrale nucléaire de Tihange (SEMO), Tihange/Huy** (relations avec la centrale, bilan des rejets thermiques et radioactifs):

G. BEUKEN.

### **Comité de gestion:**

G. CANTILLON, R. KIRCHMANN, A. LAFONTAINE, J. LAMBINON, L. MAESEN, J. MAISIN, J.-C. MICHA, C. MYTTENAERE, C. SIRONVAL.

### **Comité de lecture:**

Coordinateurs: G. BEUKEN, J. LAMBINON.

Membres: J.-P. DESCY, R. KIRCHMANN, M. MEURICE-BOURDON, J.-C. MICHA, L. SOMBRÉ.

Collaboration technique: E. FAVAU.

---

## TABLE DES MATIÈRES

	Page
1. INTRODUCTION .....	4
1.1. Contexte de l'étude et objet du contrat .....	4
1.2. Caractéristiques du milieu récepteur, de la centrale nucléaire et de ses rejets .....	5
1.2.1. Données hydrographiques sur la Meuse .....	5
1.2.2. La centrale nucléaire de Tihange .....	9
1.2.3. Caractéristiques des effluents liquides .....	9
1.3. Répartition des tâches et collaborations .....	11
2. ÉTUDES EN MEUSE .....	12
2.1. Physico-chimie des eaux .....	12
2.1.1. Température de l'eau .....	12
2.1.2. Qualité physico-chimique des eaux en amont et en aval de la centrale .....	13
2.2. Producteurs (flore algale) .....	15
2.2.1. Phytoplancton .....	15
2.2.2. Microphytobenthos .....	18
2.3. Consommateurs primaires et secondaires .....	21
2.3.1. Macroinvertébrés .....	21
2.3.2. Poissons .....	23
3. ÉTUDES EXPÉRIMENTALES .....	31
3.1. Fixation des radionucléides par <i>Scenedesmus acutus</i> .....	31
3.1.1. Recherche des formes organiques de $^3\text{H}$ et $^{14}\text{C}$ dans les effluents .....	31
3.1.2. Cinétique de transfert des radioéléments .....	31
3.2. Organification du tritium .....	36
3.3. Action des rejets thermiques et du chlore sur l'activité photosynthétique d'algues planctoniques .....	38
3.4. Détermination de la température létale pour quatre espèces de macroinvertébrés .....	40
4. CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET PERSPECTIVES .....	40
4.1. Impact des rejets thermiques et chimiques .....	40
4.1.1. Qualité physico-chimique des eaux de la Meuse .....	40
4.1.2. Impact sur les producteurs primaires (flore algale) .....	41
4.1.3. Impact sur les consommateurs (macroinvertébrés et poissons) .....	41
4.2. Impact des rejets radioactifs .....	42
4.2.1. Contamination des poissons .....	42
4.2.2. Fixation des radionucléides par l'algue <i>Scenedesmus acutus</i> .....	42
4.2.3. Organification du tritium .....	43
4.3. Bilan du programme .....	43
5. BIBLIOGRAPHIE .....	45
6. REMERCIEMENTS .....	46

# 1. INTRODUCTION

## 1.1. Contexte de l'étude et objet du contrat

Le développement rapide de l'énergie nucléaire a apporté un bénéfice appréciable à la société mais il a en même temps soulevé un certain nombre de problèmes socio-économiques et sanitaires et suscité un ensemble de questions ayant trait à l'impact des centrales sur l'environnement en général et sur les cours d'eau récepteurs des effluents en particulier.

Comme tous les rejets issus d'une industrie située le long d'un cours d'eau, ceux qui proviennent des centrales nucléaires peuvent en effet modifier les caractéristiques physiques et chimiques du milieu récepteur et agir sur les êtres qui y vivent, sur la composition et sur le fonctionnement de la biocénose de cette rivière. Ces effluents viennent ajouter leur action à celles des autres rejets et il est certain que la multiplication des centrales le long d'un même cours d'eau pourrait aggraver proportionnellement leur impact écologique.

Des études existent en matière de radioécologie et les effets de certains rejets thermiques ou chimiques sont relativement bien connus. Toutefois une attention insuffisante avait été accordée jusqu'il y a peu aux actions combinées de plusieurs types de pollutions et à leur synergisme éventuel; cela rendait nécessaire d'oeuvrer dans ce sens en vue d'une meilleure connaissance des phénomènes et avec la perspective de minimiser les effets sur l'environnement.

C'est à l'étude de ce problème que fut consacré le programme «Etude de l'impact des rejets d'une centrale de type PWR sur la biocénose dulcicole», entrepris en 1976 mais ayant connu son véritable essor à partir de juillet 1977, grâce à un contrat de recherches conclu entre l'Etat belge et la Commission des Communautés Européennes.

Un rapport général de synthèse des résultats obtenus pendant la période 1976-1980 a été publié en juillet 1982 (De Clercq - Versele & Kirchmann, 1982).

La première phase de l'étude avait été menée à bien surtout grâce aux circonstances favorables suivantes :

- la participation de plusieurs services universitaires et de laboratoires spécialisés capables de collaborer à une étude pluridisciplinaire;
- l'étalement dans le temps de l'effort financier et une bonne coordination des moyens et des appuis logistiques;
- la persévérance malgré la poursuite de l'étude durant de longues années.

Il devait s'avérer utile de confirmer et compléter les données ainsi obtenues par une prolongation des études tenant compte des développements nouveaux survenus de 1981 à 1984, notamment la mise en service à Tihange d'une seconde unité nucléaire en octobre 1982 : les mêmes équipes se sont retrouvées et ont pu dégager les conclusions qui apparaissent dans cette synthèse. Celles-ci sont l'aboutissement des efforts rendus possibles par le contrat BIO-B-330-81-B de la Commission des Communautés Européennes.

L'objet de ce contrat, conclu cette fois entre le CEN/SCK et la Commission des Communautés Européennes à dater du 1er janvier 1981, constitue en fait la poursuite de l'évaluation de l'impact de ces rejets d'effluents liquides sur les écosystèmes d'eau courante, cette étude pouvant servir de modèle pour les eaux douces d'autres régions tempérées ayant des caractéristiques comparables. Rappelons en effet que le site de la centrale nucléaire de Tihange se prête bien à une étude comparée des êtres vivant dans la Meuse en amont et en aval du point de rejet des effluents considérés, ce qui doit permettre de déceler les altérations éventuelles subies par l'écosystème en raison de ces rejets.

Les études in situ ont prolongé la phase précédente du programme, mais seuls sont repris ici les résultats relatifs à la physico-chimie des eaux, à la flore algale, aux macroinvertébrés et aux poissons. Notons l'accent mis cette fois sur le phytoplancton, élément essentiel de la productivité primaire de l'écosystème, et sur l'étude de la croissance et de la reproduction de certains représentants de la faune étudiée.

L'aspect expérimental des recherches a été par ailleurs développé. C'est ainsi que l'algue *Scenedesmus acutus* (= *S. obliquus*), représentative d'une partie du phytoplancton mosan, a continué à servir de matériel de laboratoire pour l'étude de la fixation de radionucléides provenant d'effluents. En outre, des travaux sur la cinétique d'absorption et de désorption de certains radioéléments ont été réalisés; ces recherches en laboratoire ont porté d'une part, sur la fixation de radionucléides par l'algue en question et d'autre part, sur l'organification du tritium. D'autres études expérimentales ont enfin été réalisées en vue de mieux circonscrire les effets des rejets thermiques et du chlore sur différents organismes de l'écosystème mosan (algues planctoniques et macroinvertébrés).

## 1.2. Caractéristiques du milieu récepteur, de la centrale nucléaire et de ses rejets

### 1.2.1. Données hydrographiques sur la Meuse

- a) L'ensemble du bassin versant de la Meuse (fig. 1) s'étend sur 36 011 km<sup>2</sup> jusqu'à la mer et sur 33 181 km<sup>2</sup> si l'on exclut les nombreux bras du complexe Meuse-Escaut-Rhin. La partie belge couvre une superficie de 13 489 km<sup>2</sup>, soit 40,65 % du bassin total; à noter que près de la moitié (44,22 %) du territoire belge se trouve dans le bassin de la Meuse.
- b) On retiendra quelques caractéristiques hydrologiques générales, en territoire belge:
- la longueur du cours est de 183 km, avec une pente moyenne de 0,25‰;
  - la pluviosité annuelle à une station témoin (Maizeret) a été de 1 016 mm en 1981, de 772 mm en 1982 et de 916 mm en 1983;
  - les débits caractéristiques observés sont repris dans le tableau 1.
- c) Le prélèvement d'eau du lit de la Meuse, tant pour l'approvisionnement en eau potable (deux sociétés essentiellement: Antwerpse Waterwerken N.V. et Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux) que pour l'alimentation des voies navigables suivantes, mérite d'être signalé:
- Canal Albert: 12 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> utilisés pour la navigation et destinés en outre à l'approvisionnement d'Anvers en eau potable;
- Zuid-Willemsvaart et canaux campinois: 10-12 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> utilisés d'une part pour la navigation et d'autre part pour l'irrigation aux Pays-Bas et en Belgique;
- Canal Juliana: 12 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> utilisés pour la navigation et entièrement rejetés dans la Meuse près de Maasbracht.
- d) Depuis 1979, les conditions de débits régnant en Meuse ont été favorables à l'exploitation de la centrale nucléaire (débits moyens annuels supérieurs à 200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) (voir tableau 1).
- La période d'étiage (débits inférieurs à 100 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) est particulièrement réduite (fig. 2) en 1981. En 1983, année de mise en fonctionnement réel de Tihange 2 (fin mars), cette période d'étiage s'étend sur quatre mois. Durant ce laps de temps, les rejets thermiques en Meuse des deux unités nucléaires ont été considérablement réduits, ce qui a impliqué des contraintes pour les exploitants de la centrale. L'année 1983 offre d'ailleurs un profil remarquable du point de vue des débits, avec deux grandes périodes bien contrastées: l'une, durant les six premiers mois de l'année, avec des débits élevés et l'autre, correspondant au second semestre, avec de faibles débits.

**Tableau 1. Caractéristiques hydrologiques principales de la Meuse dans la région liégeoise**

Période d'observation	Points de mesures	Débit de la Meuse (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )		
		Moyenne annuelle	Moyenne mensuelle minimum	Moyenne mensuelle maximum
1954-1963	Liège	244	70	436
1964-1973	Ampsin-Neuville	194		
1974	id.	207		
1910-1963	Visé	270		
1976	Liège		22	
id.	Ampsin-Neuville	77	14,6	216
1975	id.	161	43	415
1977	id.	184	39	542
1978	id.	190	38	442
1979	id.	258	42	615
1980	id.	248	87	598
1981	id.	278	75	569
1982	id.	225	44	633
1983	id.	229	44	461

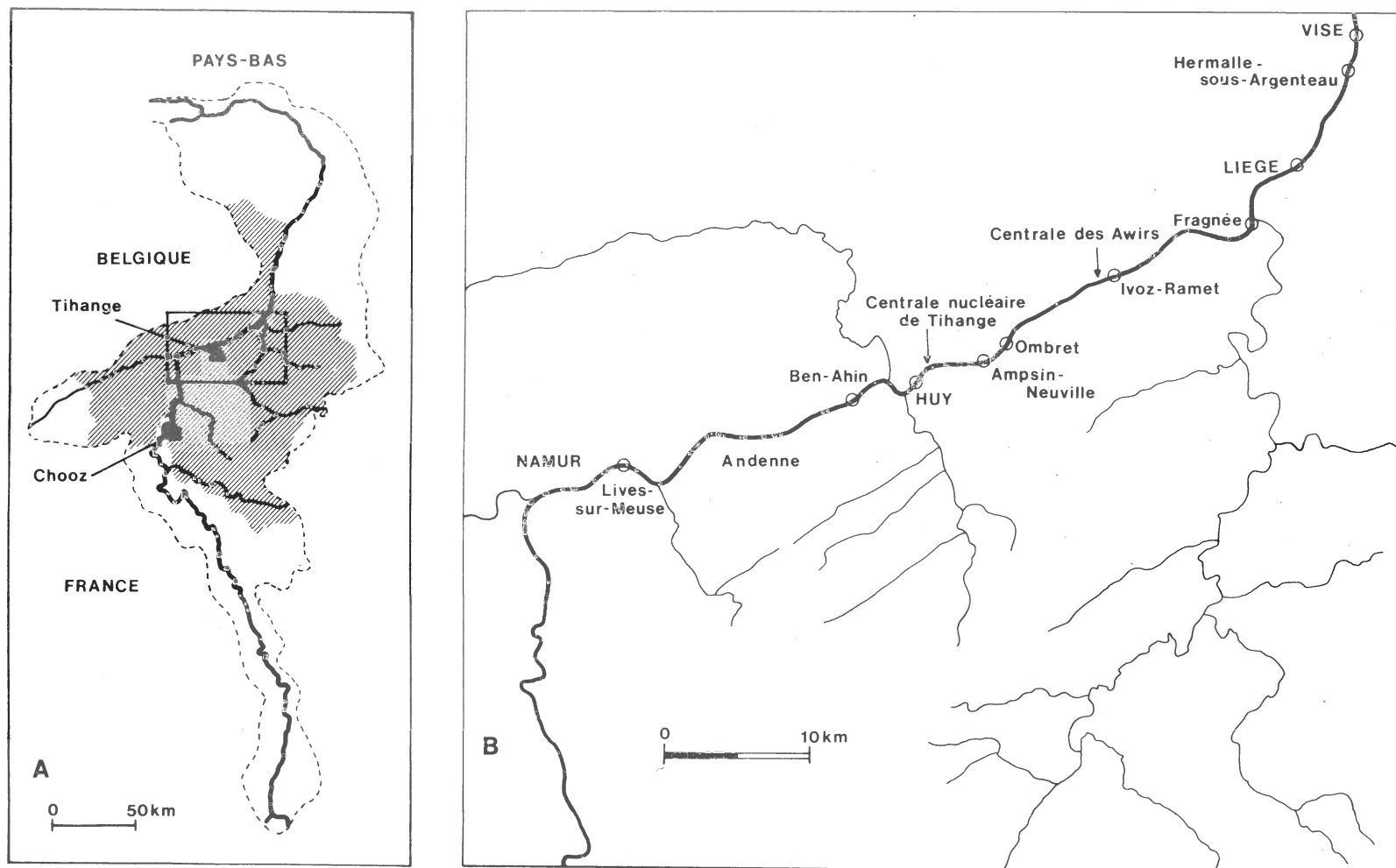


Figure 1 : A. Carte du bassin de la Meuse situant les centrales nucléaires de Tihange et de Chooz; la surface tramée correspond à la partie belge de ce bassin.

B. Détail de la zone du fleuve étudiée (encadré de la carte A).

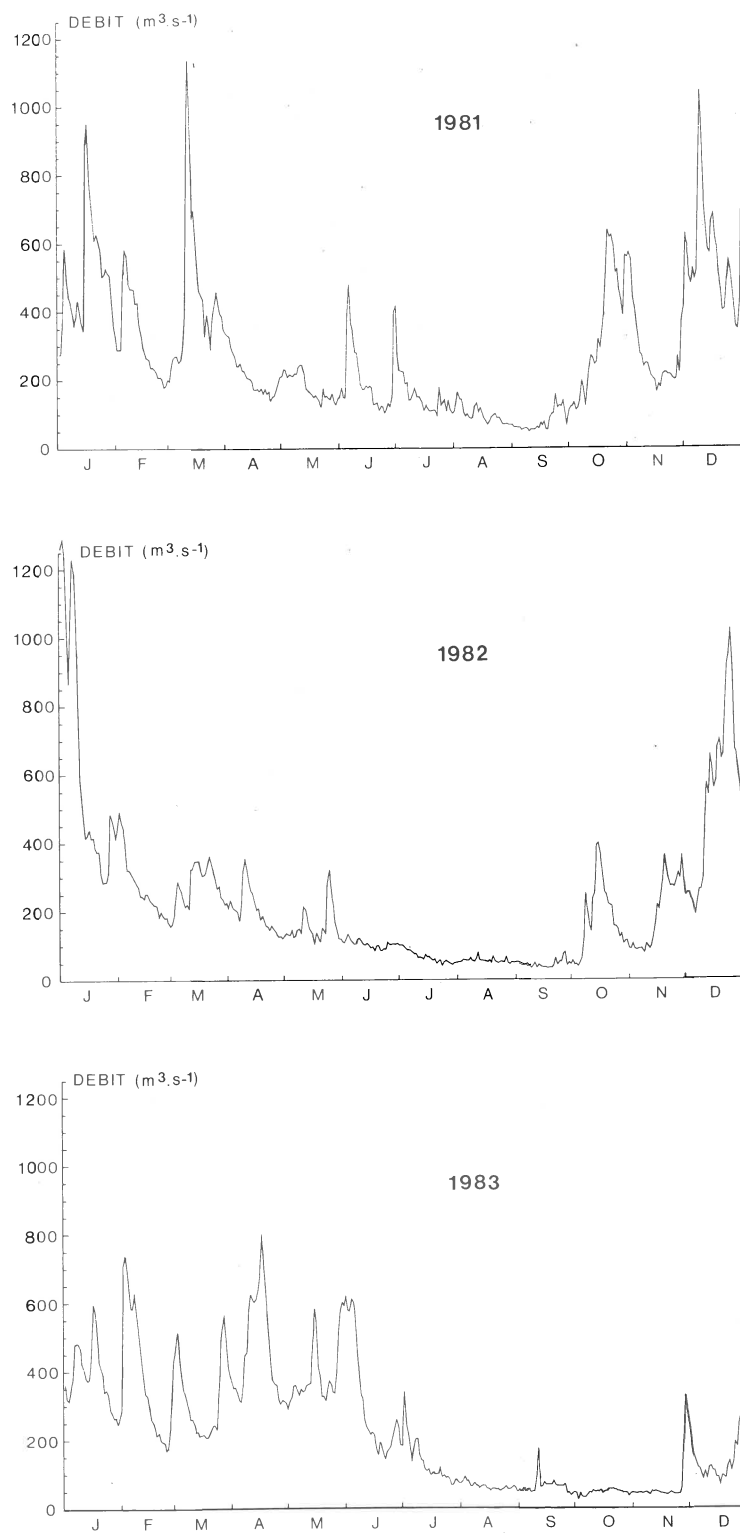
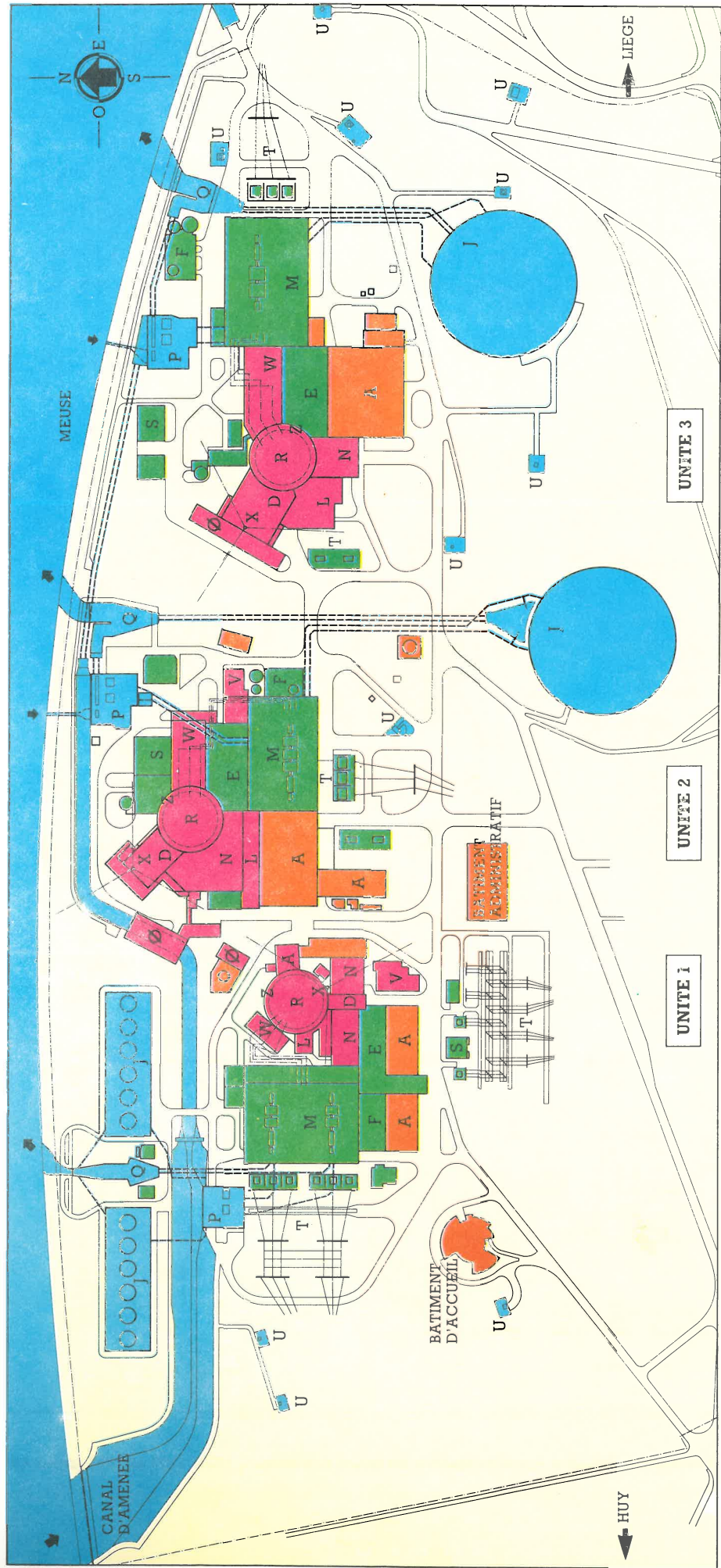


Figure 2 : Variations des débits journaliers de la Meuse à Ampsin-Neuville au cours des années 1981, 1982 et 1983 (données fournies par la SOCOLIE).



A Ateliers et magasins	L Laboratoires	R Bâtiment du réacteur	W Bâtiment eau-vapeur
D Bâtiment de désactivation	M Salle des machines	S Bâtiment des groupes diesels	X Cheminée
E Bâtiment des auxiliaires électriques	N Bâtiment des auxiliaires nucléaires	T Plate-forme des transformateurs	Z Espace annulaire
F Bâtiment de la déminéralisation	P Station de pompage	U Prises d'eau de nappe	Ø Bâtiment de stockage des déchets solides
J Réfrigérant atmosphérique	Q Ouvrage de rejet d'eau	V Vestiaires	

Figure 3 : Schéma général du site de la centrale de Tihange.

### 1.2.2. La centrale nucléaire de Tihange

Le site de la centrale (fig. 3) a été choisi à Tihange (Province de Liège), sur la rive droite de la Meuse, à 3 km du centre de Huy et à 25 km au sud-ouest de Liège. Le site est plat, à la cote moyenne de 70 m. Sur la rive droite, le versant s'élève en pente douce à partir de la route pour atteindre la cote maximale 260 m à une distance de 4 km. Sur la rive gauche, des collines escarpées s'élèvent jusqu'à 200 m.

Il est essentiel de signaler que la centrale nucléaire de Tihange se situe immédiatement en amont d'un bassin industriel important, principalement à vocation métallurgique. En particulier, en ce qui concerne l'impact des rejets sur les eaux de la Meuse dans le secteur étudié, il faut tenir compte de la présence en aval d'autres rejets thermiques, qui sont essentiellement les suivants (d'après Smits & Lekien, 1982):

- la centrale des Awirs ( $107 \text{ Mcal.s}^{-1}$ ),
- le complexe sidérurgique ( $71,7 \text{ Mcal.s}^{-1}$ ),
- la centrale de Fragnée ( $19 \text{ Mcal.s}^{-1}$ ).

### 1.2.3. Caractéristiques des effluents liquides

#### 1.2.3.1. Caractéristiques thermiques

En période de débits supérieurs à  $200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , le système de réfrigération de la centrale fonctionne en circuit ouvert. Dans ces conditions, la centrale prélève dans la Meuse environ  $33 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  d'eau pour l'unité 1 et  $37 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  pour l'unité 2, les moyennes hebdomadaires de rejet de calories étant proches de  $400 \text{ Mcal.s}^{-1}$  pour Tihange 1 et de  $450 \text{ Mcal.s}^{-1}$  pour Tihange 2, en fonctionnement normal.

En période d'étiage, le refroidissement de l'eau des condenseurs est assuré par 12 tours de réfrigération à tirage forcé pour Tihange 1 et d'un réfrigérant à circulation naturelle pour Tihange 2, avec possibilité de recirculation de l'eau; les moyennes hebdomadaires de rejet de calories en Meuse varient alors entre  $400$  et  $132 \text{ Mcal.s}^{-1}$  pour des débits compris entre  $100$  et  $35 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ .

#### 1.2.3.2. Caractéristiques chimiques

D'une manière générale, la centrale produit très peu d'effluents de caractéristiques chimiques particulières. Les effluents liquides sont des eaux déminéralisées contenant quelques milligrammes d'acide borique et polluées par les eaux de buanderie et de lavage des sols. Exceptionnellement, ces eaux peuvent contenir un peu de chrome (provenant de la réduction des chromates utilisés comme inhibiteurs de corrosion) et des produits de décontamination (réduction du permanganate de potassium et acides faibles). Les détergents utilisés pour le linge ou les sols sont des produits biodégradables. En marche normale, la centrale rejette de manière continue  $35$  à  $50 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  d'eau déminéralisée (purges de déconcentration des générateurs de vapeur), dans laquelle elle injecte environ  $50 \text{ m}^3.\text{j}^{-1}$  d'effluents légèrement radioactifs (eaux provenant des installations nucléaires des deux unités) qui sont contrôlés avant rejet.

D'une façon générale, les effluents respectent les normes suivantes:

pH	compris entre 6,5 et 8,5 dans le canal de rejet
$\Delta \text{pH}$	inférieur à 0,5 unité dans la zone d'influence du rejet (entre la SEMO et le barrage d'Ampsins)
$\text{Cr}^{6+}$	inférieur à 50 ppb dans le rejet
$\text{Mn}^{++}$	inférieur à 100 ppb dans le rejet
Détergents	inférieur à $3 \text{ mg.l}^{-1}$ au rejet.

Lorsque les eaux atteignent des températures favorables au développement intensif de certains organismes aquatiques ( $> 25^\circ \text{C}$ ), un traitement biocide à l'hypochlorite de sodium est entrepris, par injection dans le circuit de recirculation de quantités dosées de produit concentré, afin d'éviter l'encrassement des tours de réfrigération et la perte de rendement (échange thermique) des tubes condenseurs. Le dosage de ces injections est fait de façon telle que la teneur en  $\text{Cl}_2$  résiduel libre soit inférieure à 0,5 ppm dans le rejet.

#### 1.2.3.3. Caractéristiques radiochimiques

L'unité 1 de la centrale, de type PWR, a une puissance électrique de 870 MWe: elle a été couplée au réseau le 7 mars 1975. Les limites de rejet autorisées étaient, jusqu'à la mise en service de l'unité 2, de 8 Ci-équivalents en activité globale (tritium exclu) et de 3 990 Ci en tritium. Rappelons que la valeur en

curies-équivalents s'obtenait en multipliant l'activité en curies par un facteur de pondération k dont la valeur apparaît ci-après :

strontium-90	:	7,5
émetteurs $\alpha$	:	5
tritium	:	$10^{-3}$
autres émetteurs :		$3 \cdot 10^{-5}$
		CMA*

En outre, l'activité volumique ajoutée en Meuse était limitée à 3 500 pCi.l<sup>-1</sup> pour le tritium et à 1 000 pCi.l<sup>-1</sup> pour les autres isotopes.

L'unité 2 de la centrale a également une chaudière nucléaire du type à eau pressurisée (PWR). Elle a une puissance thermique de 2 785 MWth, soit environ 900 MWe. La mise en service s'est effectuée en octobre 1982.

Les rejets radioactifs d'effluents en 1981, 1982 et 1983 sont indiqués dans le tableau 2.

L'unité 3 de la centrale est en construction ; elle possède une chaudière nucléaire aussi du type PWR, d'une puissance thermique de 3 000 MWth, soit environ 1 000 MWe.

#### 1.2.3.4. Limites annuelles et trimestrielles des rejets d'effluents radioactifs liquides relatives au site de Tihange

Durant 52 semaines consécutives, les rejets du site de Tihange (Ti.1 + Ti.2) sont limités comme suit :

émetteurs $\beta, \gamma$ :	16 Ci
tritium :	2 660 Ci
émetteurs $\alpha$ :	0,04 Ci

**Tableau 2. Bilan de l'activité des rejets liquides de la centrale de Tihange (Ci.an<sup>-1</sup>)**

Radioélément	1981 Ti.1	1982 Ti.1	1983 Ti.1 + Ti.2
<sup>3</sup> H	734	492	960
<sup>51</sup> Cr	1,15	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$ *
<sup>54</sup> Mn	$9,2 \cdot 10^{-2}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$
<sup>57</sup> Co	$7,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$
<sup>58</sup> Co	2,2	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$4,3 \cdot 10^{-1}$
<sup>59</sup> Fe	$4,2 \cdot 10^{-2}$	—	—
<sup>60</sup> Co	1,2	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$
<sup>65</sup> Zn	$4,9 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	—
<sup>95</sup> Zr	$5,4 \cdot 10^{-1}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$
<sup>95</sup> Nb	1,5	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$
<sup>103</sup> Ru	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
<sup>124</sup> Sb	$8,4 \cdot 10^{-2}$	—	$1,0 \cdot 10^{-2}$
<sup>125</sup> Sb	$4,0 \cdot 10^{-4}$	—	—
<sup>131</sup> I	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$
<sup>133</sup> I	$1,7 \cdot 10^{-2}$	—	—
<sup>134</sup> Cs	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
<sup>137</sup> Cs	$7,5 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$
<sup>144</sup> Ce	$3,4 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$
<sup>140</sup> Ba	—	—	$2,7 \cdot 10^{-2}$
<sup>140</sup> La	—	—	$2,5 \cdot 10^{-2}$
<sup>110m</sup> Ag	—	—	$1,3 \cdot 10^{-3}$

\* CMA: concentration maximale admissible de chaque isotope dans l'eau de boisson.

En outre, les limites suivantes par isotopes émetteurs doivent être respectées (toujours pour Ti.1 + Ti.2):

cobalt-60	:	4 Ci
strontium-89 + 90	:	0,1 Ci
niobium-95	:	2 Ci
césium-134	:	2 Ci
césium-137	:	2 Ci
autres	:	solde par rapport à 16 Ci

Les rejets du site sont de plus limités à 50 % des valeurs ci-dessus pour une période de 13 semaines consécutives.

### 1.3. Répartition des tâches et collaborations

- a) Le Laboratoire d'Hydrobiologie de l'Université de Liège (Prof. J. Lambinon, responsable J.-P. Descy) s'est principalement consacré, de 1981 à 1983, à l'analyse physico-chimique des eaux et à l'étude des producteurs primaires planctoniques et benthiques. Sans perdre de vue l'estimation de l'impact dans l'entière de la Meuse liégeoise, un effort particulier a été consacré à l'étude de la production primaire planctonique en amont et en aval de la centrale. Parallèlement, une recherche expérimentale portant sur l'effet des rejets thermiques et surtout du chlore sur le phytoplancton a été entamée.
- b) L'Unité d'Ecologie des eaux douces des Facultés universitaires N.-D. de la Paix à Namur (Prof. J.-C. Micha), dont les activités de recherches sont surtout axées sur la Meuse, s'est chargée de l'étude in situ (biotopes naturels et substrats artificiels) des consommateurs primaires et secondaires. Ce laboratoire a mis à la disposition du programme un véhicule, un bateau équipé ainsi que du matériel de pêche (groupe électrogène et filets). Parallèlement, des recherches expérimentales ont été menées pour préciser la température létale de quelques macroinvertébrés.
- c) L'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (responsable G. Cantillon) a effectué, avec le groupe radioécologie du Département de Radiobiologie du CEN/SCK à Mol, les mesures radioactives de l'ensemble du programme et a participé à l'étude du phytoplancton, en collaboration avec le Laboratoire d'Hydrobiologie précité.
- d) Le Laboratoire de Radioécologie de l'Université de Liège (Prof. C. Sironval, R. Kirchmann), disposant des installations nécessaires pour la culture d'algues microscopiques et l'expérimentation en conditions contrôlées, s'est chargé d'une partie des études en laboratoire. Outre la réalisation d'expériences portant sur l'algue planctonique *Scenedesmus acutus*, ce laboratoire s'est intéressé à l'organification du tritium dans le circuit primaire de réacteur de type PWR.
- e) L'Unité de Physiologie végétale de l'Université catholique de Louvain (Prof. C. Myttenaere) a mené des recherches sur la cinétique de fixation et de désorption des  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$  et  $^{99}\text{Tc}$  par l'algue *Scenedesmus acutus* en conditions contrôlées.
- f) La contribution du Centre de l'Energie nucléaire à Mol (CEN/SCK) a, en plus de la coordination générale, porté sur les points suivants:
  - mesure de l'activité et analyse chimique d'effluents provenant de la centrale;
  - conditionnement et mesure de l'activité d'échantillons prélevés par divers groupes participant au programme.
- g) L'exploitant de la centrale nucléaire de Tihange 1 (SEMO) a collaboré au programme principalement en fournissant des données relatives aux débits de la Meuse et aux caractéristiques des effluents liquides.

La méthodologie mise au point à l'occasion de ce programme et les résultats les plus significatifs obtenus durant la seconde phase de celui-ci font l'objet de la présente synthèse. Celle-ci s'appuie sur des rapports d'avancement annuels (cf. bibliographie). Elle sera certainement utile, non seulement à ceux qui s'intéressent au cas particulier de la centrale de Tihange, mais aussi en tant que modèle transposable ailleurs à toute étude d'impact d'installations de ce type. Ainsi par exemple, l'expérience acquise à Tihange a-t-elle été largement exploitée dans l'estimation de l'impact probable des nouvelles installations nucléaires en cours d'implantation à Chooz, également sur la Meuse, un peu en amont de la frontière franco-belge.

## 2. ÉTUDES EN MEUSE

### 2.1. Physico-chimie des eaux

#### 2.1.1. Température de l'eau (fig. 4)

De 1981 à 1983, l'événement le plus important est la mise en fonctionnement définitive de la deuxième unité nucléaire à Tihange (initialement prévue pour fin 1980), cela dès la fin du mois de mars 1983. Les premiers essais ont eu lieu au cours du dernier trimestre 1982 et ont duré une quinzaine de jours au total.

En 1983, le fonctionnement de cette unité supplémentaire à Tihange ne semble pas apporter de grandes modifications au régime thermique de la Meuse. Sur l'ensemble de l'année, le réchauffement en aval (fig. 4) reste en effet de l'ordre de 2°C. La valeur maximale rencontrée se situe quant à elle, comme par le passé, entre 4 et 5°C; toutefois la longueur des périodes où l'on observe ces phénomènes a tendance à augmenter.

Sur l'ensemble des trois années, la température de l'eau de la Meuse a fluctué en amont de la centrale entre 1 et 25° C et en aval entre 3 et 27,1° C. Les variations naturelles en Meuse sont donc importantes.

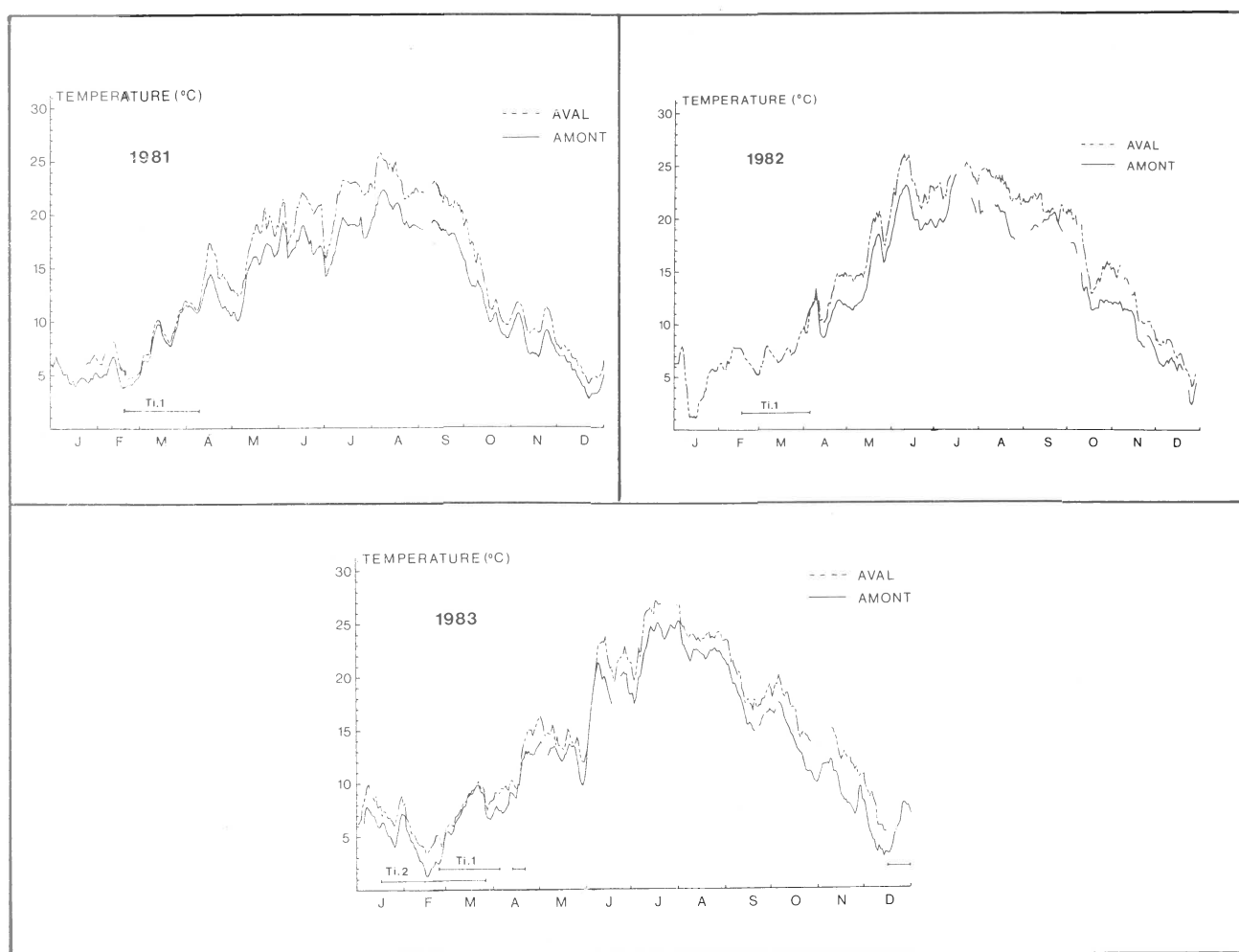


Figure 4 : Evolution de la température moyenne journalière de la Meuse en amont (Lives-sur-Meuse) et en aval (Ampsins-Neuville, extrémité de la jetée en aval du pont-barrage) de la centrale de Tihange, au cours des années 1981, 1982 et 1983. Les périodes d'arrêt des unités de Tihange 1 (Ti. 1) et de Tihange 2 (Ti. 2) sont indiquées par des traits horizontaux.

### 2.1.2. Qualité physico-chimique des eaux en amont et en aval de la centrale

De 1981 à 1983, soixante-neuf campagnes d'analyse des eaux ont été réalisées en amont et en aval de la centrale. Ces analyses concernent plus particulièrement les paramètres en relation avec la production primaire planctonique: il s'agit donc de paramètres généraux, comme la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, ou de variables telles que les phosphates, les différentes formes d'azote minéral et le carbone organique dissous. Occasionnellement, d'autres paramètres (chlorures, sulfates) ont été mesurés.

Etant donné le nombre de résultats disponibles, quelques traitements statistiques ont pu être effectués: ainsi les tableaux 3 et 4 donnent les valeurs extrêmes, les moyennes et les coefficients de variation pour treize paramètres physico-chimiques. En outre, la qualité de l'eau a été appréciée par référence aux directives A2 de la C.E.E. pour les eaux destinées à la production d'eau potable: on trouvera dans les tableaux l'indication du nombre de dépassements pour les paramètres concernés ainsi que le nombre total de mesures.

Cette approche globale ne montre guère de différences entre l'amont et l'aval de la centrale; on notera, dans les deux cas, des valeurs anormalement élevées et dépassant éventuellement les limites fixées par les directives de la C.E.E. pour l'ammoniaque et les phosphates; la fréquence de dépassement est surtout importante pour ces derniers (la directive C.E.E. A2G fixant comme limite 0,7 mg  $P_2O_5.l^{-1}$ , soit environ 0,15 mg  $P.l^{-1}$ ). Enfin, d'après ces mesures ponctuelles, la température mesurée en aval du pont-barrage d'Ampsins-Neuville dépasse rarement 25° C.

La synthèse des données concernant la portion située en aval d'Ampsins-Neuville (Ivoz-Ramet - Fragnée) révèle la même tendance que celle décrite antérieurement pour la période 1977-1980 (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982):

- La station d'Ivoz-Ramet se caractérise surtout par des températures similaires à celles de l'aval immédiat de la centrale, ainsi que par une forte augmentation des concentrations en orthophosphates (maximum pour la période 1981-1983: 1,68 mg  $P.l^{-1}$ ); comme l'a démontré Van Craenenbroeck (1982), cette pollution est principalement d'origine industrielle.
- A Fragnée, on retrouve cette pollution par les phosphates (maximum 1,2 mg  $P.l^{-1}$ ; 23 dépassements de la norme A2 sur 31 observations) ainsi que des températures maximales un peu plus élevées (maximum 26,3° C); de plus, se manifeste une augmentation de la pollution organique, se traduisant notamment par une élévation des teneurs en ammoniaque (maximum 1,77 mg  $N.l^{-1}$ ) et une diminution des teneurs en oxygène dissous (minimum 4,5 mg  $O_2.l^{-1}$ ).

**Tableau 3. Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de la Meuse en amont de la centrale (Ben-Ahin), pour la période 1981-1983.**

C VAR: coefficient de variation; NDEP: nombre de dépassements des directives A2 de la C.E.E.; NOBS: nombre total d'observations.

Paramètres physico-chimiques	Valeurs extrêmes	Moyenne	C VAR	NDEP	NOBS
Température (°C)	3,6 - 23,9	15,8	33,4	0	60
pH	7,6 - 8,4	8,0	2,3	0	60
O <sub>2</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	5,9 - 13,7	9,8	18,2	0	60
O <sub>2</sub> (%)	71,0 - 127,0	98,4	10,9	0	60
Conductivité (μS.cm <sup>-1</sup> )	328,0 - 1240,0	601,2	32,8	3	60
Alcalinité (mg.l <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	126,0 - 208,0	163,7	12,1	—	53
Chlorures (mg. l <sup>-1</sup> )	17,6 - 119,5	41,5	59,5	0	16
Nitrates (mgN.l <sup>-1</sup> )	0,3 - 3,5	2,1	34,1	0	60
Ammoniaque (μgN.l <sup>-1</sup> )	45,0 - 1369,0	437,0	71,1	4	60
Nitrites (μgN.l <sup>-1</sup> )	9,0 - 125,0	55,2	59,5	—	60
Sulfates (mg.l <sup>-1</sup> )	26,6 - 71,7	43,0	33,4	0	15
Phosphates (μgP.l <sup>-1</sup> )	28,4 - 549,0	197,2	68,1	31	60
D.O.C. (mg.l <sup>-1</sup> )	2,3 - 11,2	4,1	34,2	—	54

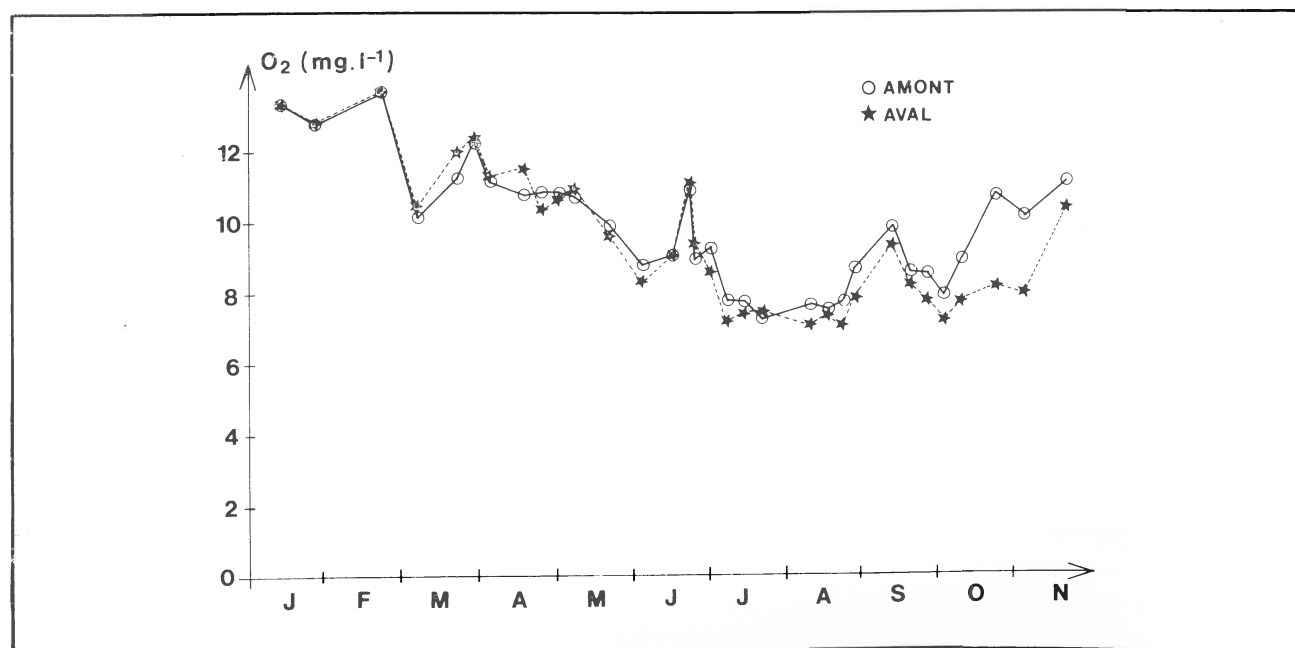
**Tableau 4. Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de la Meuse en aval de la centrale (Ampsins), pour la période 1981-1983.**

C VAR: coefficient de variation; NDEP: nombre de dépassements des directives A2 de la C.E.E.; NOBS: nombre total d'observations.

Paramètres physico-chimiques	Valeurs extrêmes	Moyenne	C VAR	NDEP	NOBS
Température (°C)	3,2 - 25,7	17,8	32,8	3	62
pH	7,6 - 8,5	8,0	2,3	0	60
O <sub>2</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	5,9 - 13,7	9,4	19,8	0	61
O <sub>2</sub> (%)	70,5 - 129,5	98,2	11,3	0	61
Conductivité (μS.cm <sup>-1</sup> )	337,0 - 938,0	592,8	26,7	0	59
Alcalinité (mg.l <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	120,0 - 205,0	164,7	13,7	—	51
Chlorures (mg. l <sup>-1</sup> )	10,3 - 112,0	48,3	77,3	0	6
Nitrates (mgN.l <sup>-1</sup> )	0,5 - 3,5	2,1	35,7	0	50
Ammoniaque (μgN.l <sup>-1</sup> )	45,0 - 1061,0	358,9	67,1	1	50
Nitrites (μgN.l <sup>-1</sup> )	19,3 - 196,0	76,9	53,6	—	51
Sulfates (mg.l <sup>-1</sup> )	35,4 - 62,6	48,3	21,9	0	5
Phosphates (μgP.l <sup>-1</sup> )	28,4 - 533,0	206,2	55,4	30	51
D.O.C. (mg.l <sup>-1</sup> )	2,3 - 34,0	4,9	93,1	—	51

Une comparaison plus fine de l'évolution de la qualité des eaux en aval de la centrale peut être effectuée sur la base d'une fréquence de mesures relativement élevée, comme celle adoptée en 1983. L'analyse de ces résultats montre que peu de choses, hormis la température, varient de façon significative entre l'amont et l'aval de la centrale. Néanmoins, on peut mettre en évidence une diminution de la teneur en O<sub>2</sub> dissous, généralement faible, mais plus accentuée à l'arrière-saison (fig. 5). De même, on note souvent une augmentation des teneurs en nitrites dans le bief d'Ampsins. Ces différences sont cependant difficiles à apprécier sur la base de mesures ponctuelles et instantanées, d'autant plus qu'elles sont associées à des perturbations fonctionnelles de l'écosystème (cf. 2.2.1.).

Ces perturbations devraient plutôt être étudiées à l'aide de mesures en continu — permettant par exemple de mesurer l'amplitude de variation des principaux paramètres — et par des simulations des différents phénomènes impliqués, susceptibles d'interagir de façon plus ou moins complexe.



**Figure 5 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans la Meuse au cours de l'année 1983, en amont et en aval de la centrale de Tihange, d'après des mesures ponctuelles.**

## 2.2. Producteurs (flore algale)

### 2.2.1. Phytoplancton

#### 2.2.1.1. Composition du phytoplancton

D'après des récoltes réalisées d'avril à novembre 1981, le phytoplancton de la Meuse entre Huy et Liège se compose principalement d'algues vertes (Chlorophycées) et de diatomées, ce dernier groupe étant largement dominant pendant toute l'année (entre 75 et 99 % du nombre total de cellules du phytoplancton). Les autres groupes algaux sont très peu représentés: on note tout au plus un pourcentage significatif de Pyrrophytes (surtout des genres *Chroomonas* et *Cryptomonas*) pendant la période estivale (fig. 6).

Parmi les diatomées, il faut surtout souligner la dominance de *Stephanodiscus hantzschii*, qui représente fréquemment la majeure partie de cellules du phytoplancton (de 35 à 98 % du nombre total de cellules). Son maximum de développement est atteint, en 1981, pendant la période printanière. Les autres diatomées typiques du plancton mosan sont *Asterionella formosa*, *Diatoma tenue* var. *elongatum*, *Nitzschia acicularis*, *N. fruticosa*, *N. palea*, *Synedra acus* et surtout *Cyclotella meneghiniana* et *Melosira granulata*, qui sont assez caractéristiques de la période estivale. C'est également pendant l'été que les algues vertes prennent une certaine importance; elles constituent un groupe assez diversifié, au sein duquel *Actinastrum hantzschii*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus acuminatus* et *S. quadricauda* sont les espèces les mieux représentées dans la Meuse liégeoise en 1981.

La composition du phytoplancton ne montre guère de variation significative dans la zone du fleuve comprise entre Huy et Liège.

#### 2.2.1.2. Biomasse phytoplanctonique en amont et en aval de la centrale

La biomasse phytoplanctonique (quantité de phytoplancton dans l'eau estimée par la concentration en chlorophylle *a*) a été mesurée régulièrement en amont et aval de la centrale depuis 1981 et surtout en 1982 et 1983. Le développement du phytoplancton en Meuse est principalement dépendant de facteurs physiques, tels que le débit, la température, l'intensité lumineuse et la transparence de l'eau. Les autres conditions étant égales, l'augmentation de température en aval du rejet thermique est donc susceptible d'influencer la biomasse phytoplanctonique (Levesque, 1980). Les mesures de 1981 (Descy & Mouvet, 1984) montrent peu de différences entre l'amont et l'aval de la centrale: on observe parfois une faible augmentation de la biomasse en aval pendant la période relativement froide du

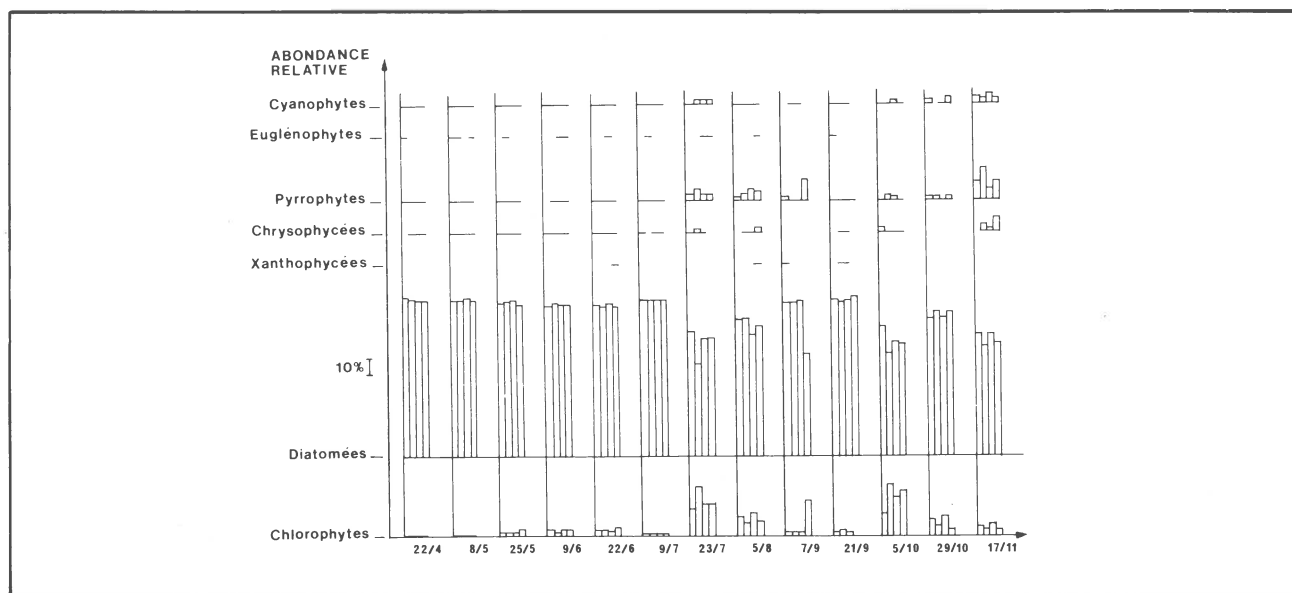
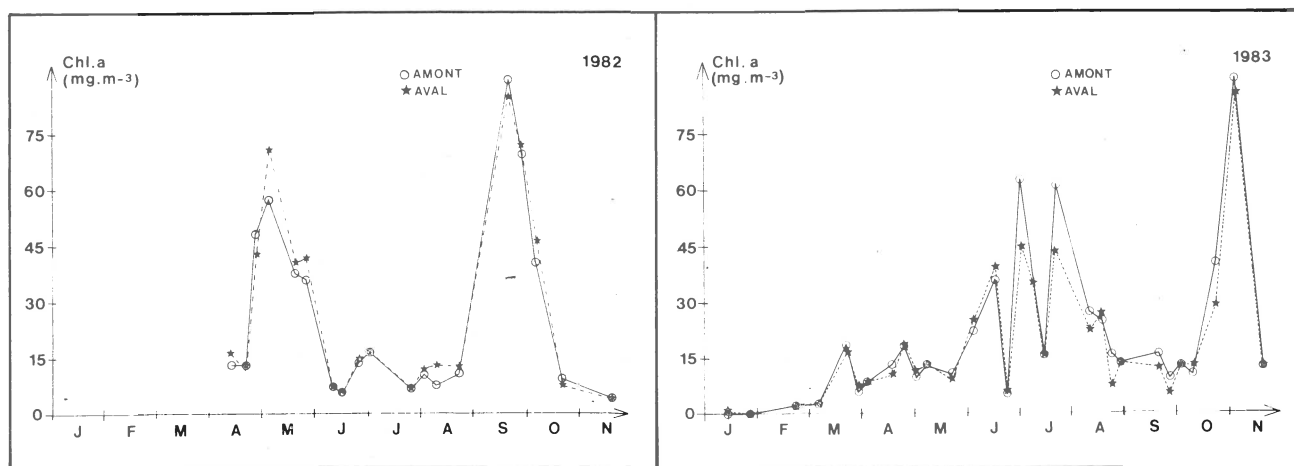


Figure 6 : Evolution globale de la composition du phytoplancton de la Meuse au cours de l'année 1981.

Pour chaque campagne, de gauche à droite, stations étudiées : Ben-Ahin (amont de la centrale); Huy (amont de la centrale); Hermalle-Sous-Huy (aval de la centrale); Fragnée (aval de la centrale et du bassin industriel).

printemps, ainsi qu'une diminution pendant la période estivale et au début de l'automne. Les mesures plus nombreuses réalisées en 1982 et en 1983 (fig. 7) permettent de tirer les mêmes conclusions; on constate toutefois, en 1983, des diminutions plus fréquentes de la biomasse phytoplanctonique en aval de la centrale. Cette décroissance de la concentration en chlorophylle *a* dans l'eau du fleuve est liée à une modification du taux de production du phytoplancton (voir ci-après), qui peut être due à plusieurs causes, comme une diminution de la transparence de l'eau (observée régulièrement en aval d'Ampsin-Neuville) ou un effet des rejets thermiques et chimiques. Cet impact sur la biomasse phytoplanctonique est cependant relativement réduit par rapport aux effets souvent drastiques observés plus loin en aval, notamment à Fragnée (Descy & Mouvet, 1984).



**Figure 7 : Evolution de la biomasse du phytoplancton de la Meuse, estimée par la concentration en chlorophylle *a*, en amont et en aval de la centrale de Tihange, au cours des années 1982 et 1983.**

Une autre indication d'un effet sur le phytoplancton peut être tirée de l'évolution de la proportion de pigments chlorophylliens dégradés (phéopigments). Celle-ci peut, en conditions normales, varier dans une large mesure suivant le moment de l'année: d'une façon générale, elle passe par des minima en période de croissance algale et elle augmente (jusqu'à plus de 90 %) pendant les périodes où la croissance est ralentie ou inhibée; elle est donc maximale en hiver, où l'eau du fleuve ne véhicule plus guère que des cellules mortes, souvent des espèces benthiques (fixées) détachées de leur support par le courant.

Si l'on examine l'évolution des phéopigments en amont et en aval de la centrale (fig. 8), on observe une corrélation inverse avec la concentration en chlorophylle *a*: équivalente ou inférieure en aval pendant la première partie de l'année, elle est assez régulièrement supérieure en été et en automne. Les différences s'accroissent à certains moments, où la biomasse phytoplanctonique est nettement plus basse en aval: ces diminutions semblent donc bien correspondre à une mortalité un peu plus élevée dans le bief situé en aval du pont-barrage d'Ampsin-Neuville.

### 2.2.1.3. Biomasse phytoplanctonique dans le canal de rejet de Tihange 1

Le plancton transitant dans une centrale thermique est susceptible d'être altéré par différents effets, liés à l'entraînement mécanique, aux chocs thermiques (passage au niveau du condenseur) et aux biocides (chlore) utilisés pour enrayer le développement des organismes au niveau des canalisations et des réfrigérants. Des mesures comparatives entre le canal d'amenée et le canal de rejet de la centrale de Tihange 1 ont été réalisées tout au long des années 1982 et 1983. Les trente-quatre mesures montrent qu'il existe très peu d'effet sur la biomasse du phytoplancton. Tout au plus, on constate à certains moments une diminution de biomasse significative (différence supérieure à 10 %) dans le canal de rejet (fig. 9A), mais elle demeure relativement peu importante. La proportion de pigments chlorophylliens dégradés (phéopigments) varie également peu entre l'amenée et le rejet (fig. 9B): elle se situe dans la même gamme que dans la Meuse (20 à 60 % des pigments *a* totaux); elle est régulièrement un peu plus élevée dans le rejet à la fin de l'été et en automne, au moment où l'on constate des diminutions de la concentration en chlorophylle *a* dans l'eau du fleuve.

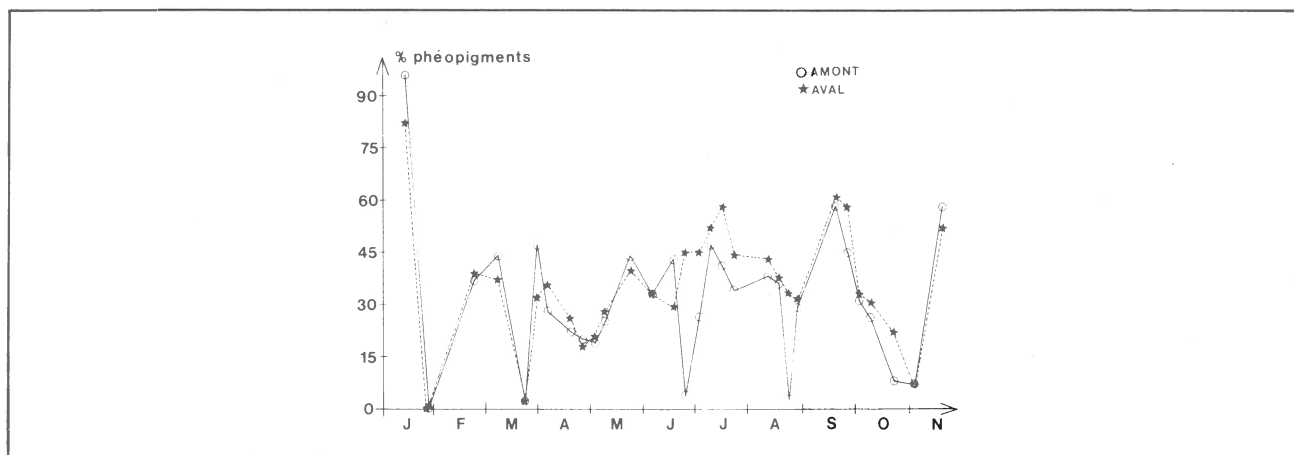


Figure 8 : Evolution de la proportion de phéopigments dans l'eau de la Meuse, en amont et en aval de la centrale de Tihange, au cours de l'année 1983.

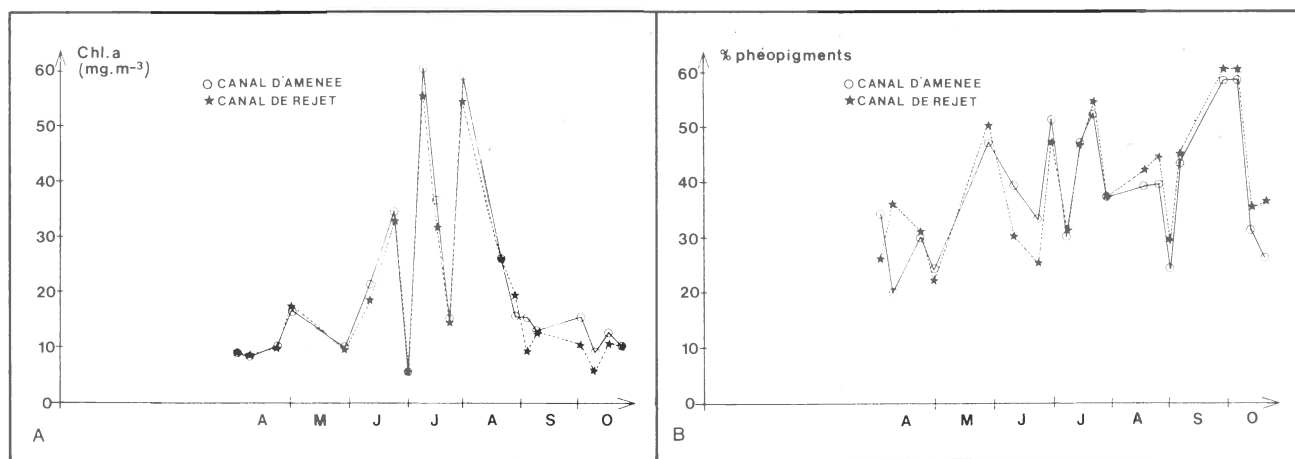


Figure 9 : A. Evolution de la biomasse du phytoplancton, estimée par la concentration en chlorophylle a, dans les canaux d'amenée et de rejet de la centrale de Tihange 1, au cours de l'année 1983.  
B. Evolution de la proportion de phéopigments dans les canaux d'amenée et de rejet de la centrale de Tihange 1, au cours de l'année 1983.

Ces observations concordent bien avec les données de la littérature qui mettent plutôt en évidence un effet physiologique du transit dans les centrales, par exemple au niveau de l'activité photosynthétique (Chang & Rossmann, 1983; Khalanski & Merle, 1975...).

#### 2.2.1.4. Production primaire planctonique

Pendant une bonne partie de l'année (d'avril à novembre), la photosynthèse du phytoplancton est responsable d'une part importante des apports de carbone organique et d'oxygène dans l'écosystème fluvial; elle intervient en fait de façon prépondérante en tant que source d'oxygène dans la Meuse, surtout en période estivale où la solubilité de l'O<sub>2</sub> et la réaération à partir de l'atmosphère sont faibles. Dans des conditions de luminosité favorables, l'activité photosynthétique des végétaux verts dépend principalement de la température, d'où l'intérêt de l'étude in situ de l'impact des rejets thermiques sur

la production primaire. Ayant débuté en 1982, cette recherche a été particulièrement approfondie en 1983, au cours de vingt-quatre campagnes de mesures. La méthode utilisée est celle des bouteilles claires et sombres («light and dark bottle technique») et les techniques de calcul de la production journalière, intégrée sur la profondeur, ont été mises au point sur la partie supérieure du cours belge de la Meuse (Billen et al., 1984).

La comparaison des résultats en amont et en aval de la centrale (fig. 10) permet de constater une diminution nette de la production d'oxygène par le phytoplancton, de façon assez constante de juillet à novembre. On remarque par contre de légères augmentations en aval pendant la période printanière. L'effet négatif observé résulte de la combinaison de plusieurs phénomènes :

- la variation de la biomasse phytoplanctonique,
- une diminution de la transparence de l'eau dans le bief situé en aval du pont-barrage d'Ampsins-Neuville,
- une inhibition de l'activité photosynthétique (taux de production d'oxygène en lumière saturante) assez régulièrement observée, sans doute imputable à un effet des rejets.

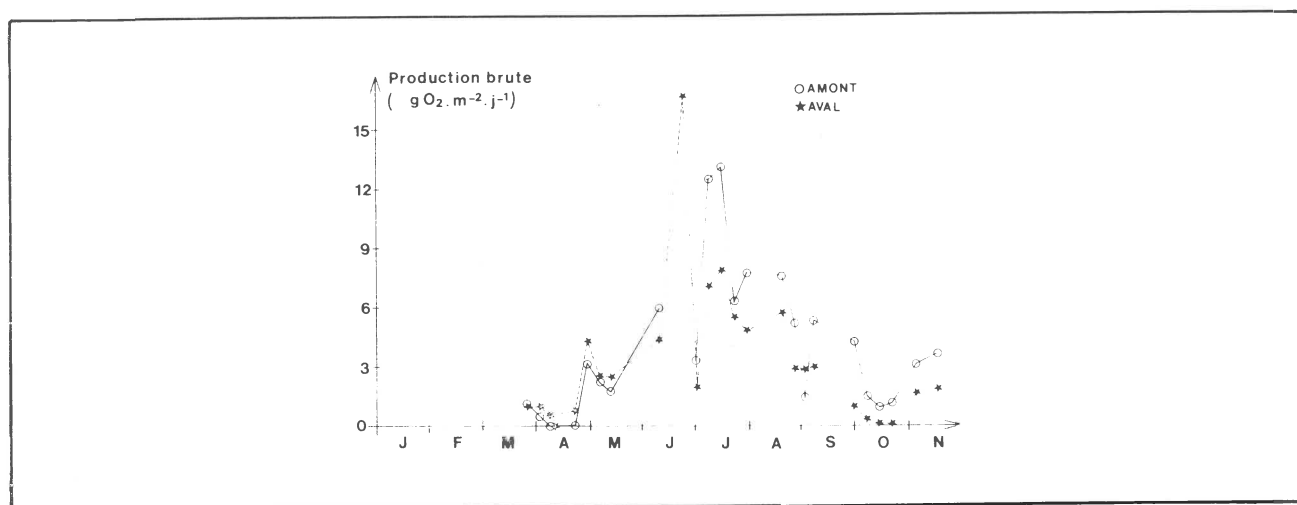


Figure 10 : Evolution de la production journalière du phytoplancton de la Meuse, en amont et en aval de la centrale de Tihange, au cours de l'année 1983.

## 2.2.2. Microphytobenthos

Le microphytobenthos (ou périphyton végétal) se compose essentiellement d'algues microscopiques fixées ou associées à différents substrats existant dans le milieu aquatique (pierres, sédiments, macrophytes, etc.). Dans une rivière profonde comme la Meuse dans sa partie belge, ces peuplements sont pratiquement réduits à une colonisation des rives et berges empierrées ou bétonnées, qui ne s'étend guère au-delà d'une profondeur de 50 cm. Dans de telles conditions, la production du microphytobenthos constitue une part relativement négligeable de la productivité primaire, qui est essentiellement planctonique.

Cependant, les modifications de la biomasse ou de la composition du microphytobenthos peuvent apporter de précieuses indications sur diverses altérations du milieu aquatique : il s'agit d'organismes fixés, susceptibles d'intégrer les variations de la qualité des eaux à l'endroit précis du prélèvement. A l'opposé, le phytoplancton, qui dérive au fil de l'eau, reflète simplement l'histoire de la masse d'eau sur une certaine distance. Ainsi, à un moment donné, la composition des communautés algales planctoniques varie peu sur une grande partie du cours de la Meuse, alors que les communautés périphytiques diffèrent très fortement d'un secteur à l'autre en réponse aux variations de la qualité des eaux dues aux sources variées de pollution.

### 2.2.2.1. Biomasse du microphytobenthos

Cette biomasse, estimée par la quantité de chlorophylle *a* par unité de surface, a été mesurée en 1981, en différents points du cours de la Meuse entre l'amont de Huy et Liège (Fragnée). Les résultats de cette étude sont plus contrastés que ceux fournis par l'étude de la biomasse phytoplanctonique dans

la même zone du fleuve. On constate notamment que, en aval de la centrale, le développement du microphytobenthos est égal ou supérieur à celui qui est mesuré à l'amont. Par contre, une diminution très nette et constante est observée (fig. 11) à Fragnée: elle est imputable au cumul des pollutions sévissant dans ce secteur. D'après les mesures de 1982, les différences en amont et en aval immédiat de la centrale sont particulièrement réduites: elles ne sont significatives que dans deux cas sur quinze.

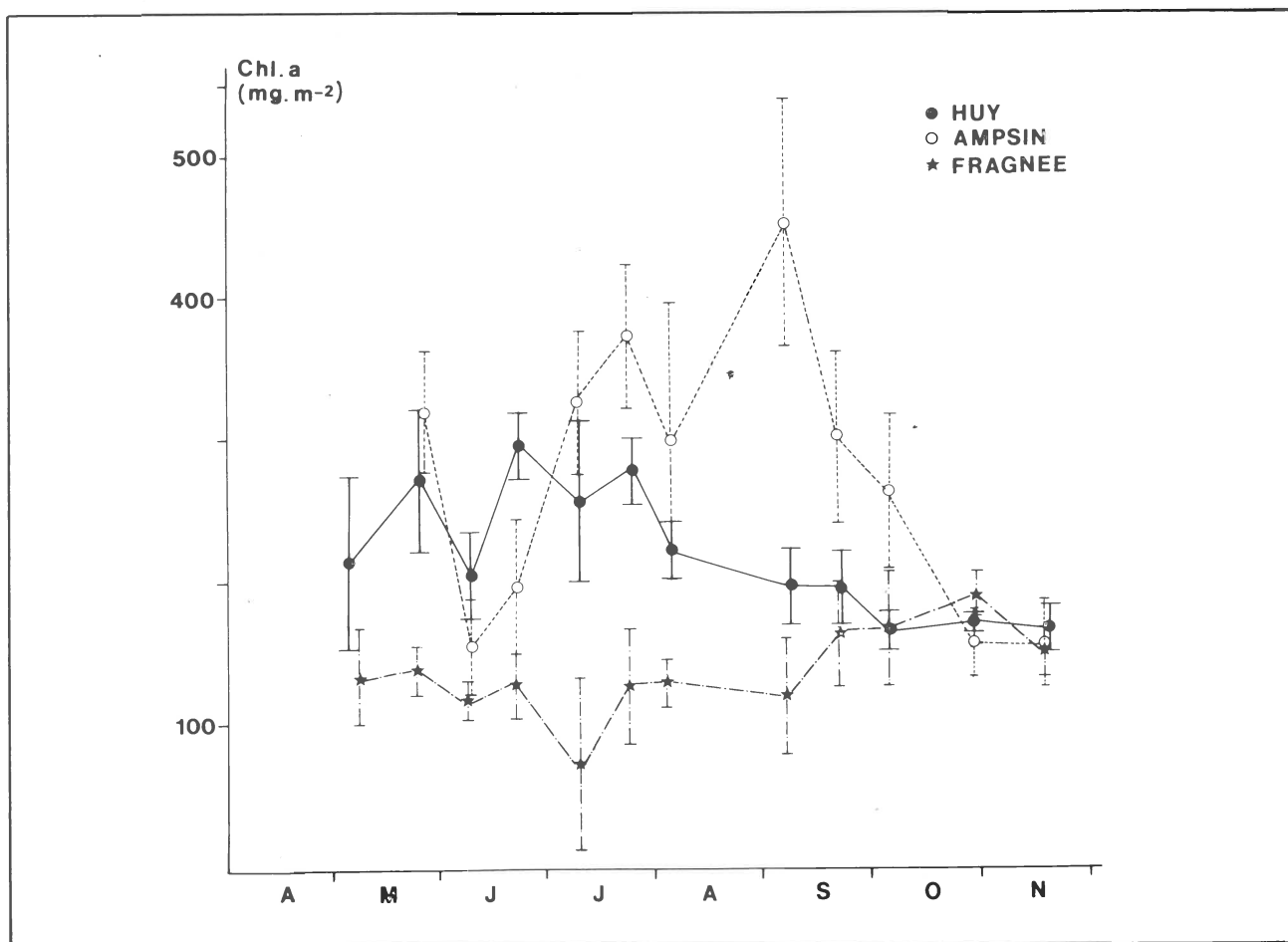


Figure 11 : Evolution de la biomasse du microphytobenthos dans les secteurs situés en amont (Huy) et en aval (Ampsins et Fragnée) de la centrale de Tihange, au cours de l'année 1981 (d'après Descy & Mouvet, 1984).

#### 2.2.2.2. Composition du microphytobenthos et estimation de la qualité des eaux

Les diatomées, qui constituent le groupe dominant au sein de ce peuplement algal, ont été étudiées en détail, au point de vue qualitatif et quantitatif, en plusieurs points de la Meuse répartis entre l'amont de la centrale et la frontière belgo-hollandaise. Globalement, la richesse floristique dans cette zone du fleuve est assez élevée: ainsi pour 40 échantillons récoltés en 1982 et en 1983, on dénombre 210 taxons (espèces, variétés et formes) de diatomées, dont la plupart sont strictement associées aux substrats solides des rives, une faible proportion étant constituée par des espèces planctoniques.

La sensibilité des diatomées à divers types de pollution (organique, minérale, thermique,...) permet de les utiliser comme indicateurs de la qualité des eaux, à l'aide de méthodologies débouchant sur un «indice biotique» ou une évaluation analogue (Coste, 1976; Descy, 1979, 1980; Lange-Bertalot, 1978, 1979). On peut de cette façon suivre, de manière assez sensible, l'évolution de la qualité des eaux dans le secteur étudié.

Les conclusions antérieures (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982) sont largement confirmées par les observations réalisées de 1981 à 1983. Deux précisions peuvent cependant être apportées, d'une part, au niveau de la qualité biologique avant la mise en fonctionnement de Tihange 1 et, d'autre part, sur l'évolution récente dans l'entière de la Meuse liégeoise.

En se référant à une analyse des données de 1974, on remarque que les dégradations régulièrement observées à l'arrière-saison ne peuvent être imputées aux seuls rejets de la centrale (Descy & Mouvet, 1984), mais plutôt aux effluents de la sucrerie située en amont de Huy; celle-ci est à l'origine d'une augmentation de la pollution organique, accentuée lors des débits d'étiage fréquents à cette période et éventuellement aggravée par des écarts thermiques plus importants. Des recherches sur les différents phénomènes impliqués (production primaire, biodégradation, réaération) permettront sans doute de mieux comprendre ces perturbations.

L'évolution récente de la qualité écologique des eaux en période critique (quand les débits sont faibles et les températures élevées) est illustrée par les schémas de la fig. 12. Ces deux estimations,

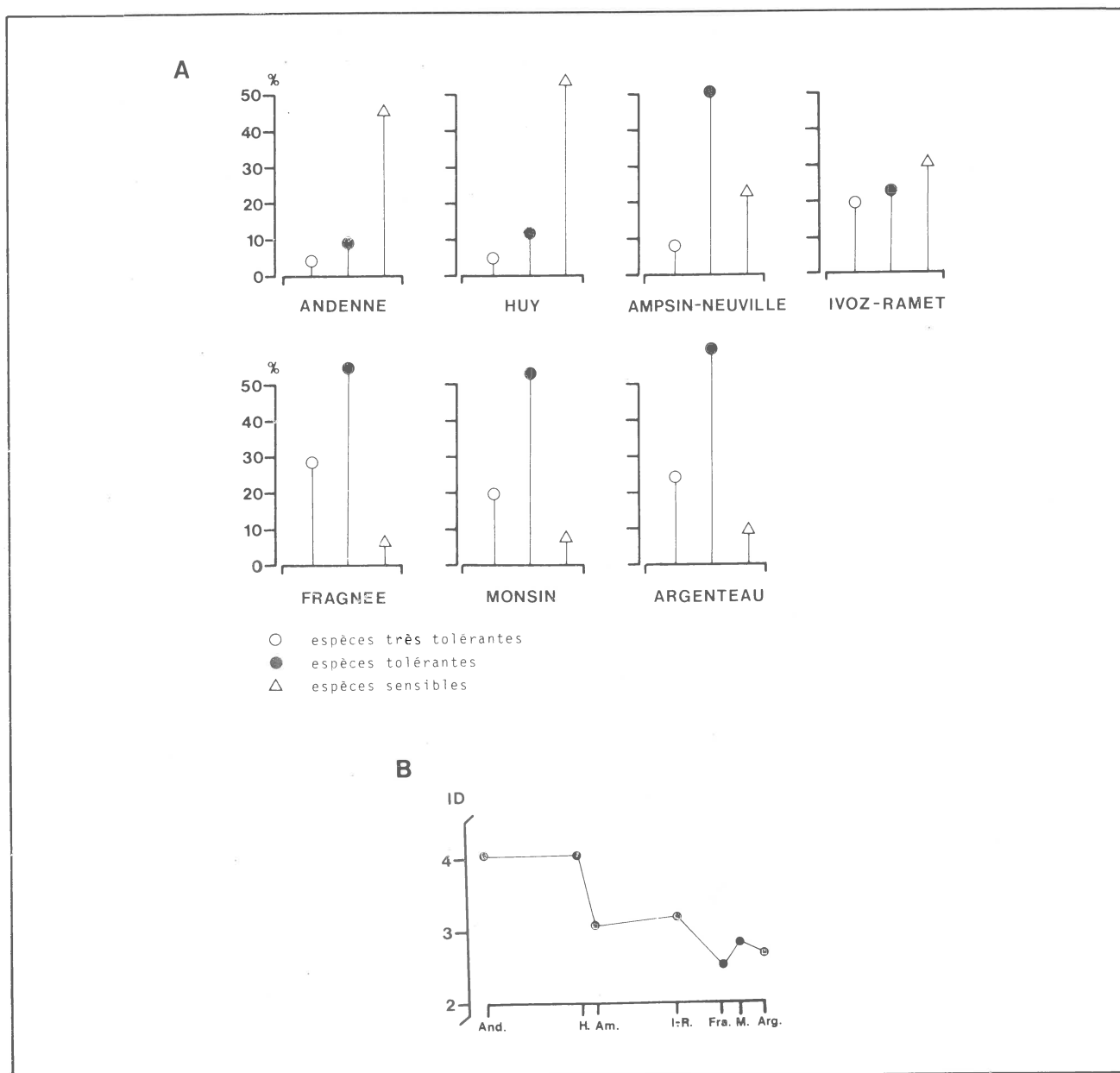


Figure 12 : A. Evolution de la structure des peuplements de diatomées du microphytobenthos dans la Meuse d'Andenne à Argenteau, en septembre 1983, d'après le système de Lange-Bertalot (1979).

B. Evolution de l'indice diatomique (Descy, 1979) dans la Meuse, en septembre 1983.

And. : Andenne; H. : Huy; Am. : Ampsin; I.-R. : Ivoz-Ramet; Fra. : Fragnée; M. : Monsin; Arg. : Argenteau.

remarquablement similaires, mettent en évidence l'existence de trois secteurs de qualité d'eau dans la Meuse entre Andenne et la frontière belgo-hollandaise :

- une première zone (Andenne-Huy) où le degré de pollution est faible ; on remarquera que les rejets de la ville de Huy n'ont guère d'effet sur les peuplements de diatomées benthiques ;
- une deuxième zone qui est caractérisée par les prélèvements réalisés à Ampsin-Neuville et Ivoz-Ramet ; on notera surtout la dégradation perceptible en aval de la centrale, sans autres rejets que ceux des deux unités nucléaires ;
- enfin, une troisième zone (Fragnée-Argenteau), fortement polluée, où sont cumulés les rejets domestiques et industriels de l'ensemble de l'agglomération liégeoise.

Cette situation peut être observée pendant toute l'année, mais elle atteint toutefois un contraste maximum en période d'étiage (été et automne). Rappelons notamment le fait que les dégradations entre Huy et Ivoz-Ramet sont nettement moins accentuées pendant la première moitié de l'année.

## 2.3. Consommateurs primaires et secondaires

### 2.3.1. Macroinvertébrés

#### 2.3.1.1. Etude qualitative et semi-quantitative de la faune des macroinvertébrés

L'inventaire de cette macrofaune est réalisé au moyen de substrats artificiels (bourriches remplies de pierres) posés sur le fond de la Meuse en amont (Ben-Ahin) et en aval (Ampsin) de la centrale de Tihange. Ces bourriches sont relevées après une période de colonisation de 6 semaines.

Sur l'ensemble des prélèvements (1981 à 1983) et des stations, les taxons récoltés restent à peu de choses près les mêmes que pendant la période 1978 à 1980, à savoir : Triclades, Oligochètes, Hirudi-nées, Mollusques, Crustacés, larves d'insectes (ordres des Trichoptères, des Ephéméroptères, des Coléoptères, des Odonates, des Mégaloptères et des Diptères). Parmi les insectes, il faut signaler l'apparition de quelques représentants des Plécoptères, groupe généralement sensible à la pollution qui n'avait pas été repéré au cours de la première phase de l'étude (1978 à 1980). Un total de 59 taxons appartenant à 44 familles a été répertorié sur ces substrats artificiels, ce qui est nettement plus élevé que pendant la période 1978 à 1980 (total de 38 taxons appartenant à 27 familles). On doit notamment signaler la détection de deux nouveaux crustacés (un Corophiidae, *Corophium* sp., et un Gammari-dae, *Echinogammarus berilloni*) ainsi que d'un mollusque (un Planorbidae, *Anisus* sp.).

Ces différences résultent non seulement d'une meilleure identification des macroinvertébrés mais aussi d'une certaine amélioration de la qualité de l'eau de la Meuse, probablement due à une nette diminution de la pollution de la Sambre.

D'après la colonisation des bourriches, la faune des macroinvertébrés de la Meuse en amont et en aval de la centrale ne semble pas très différente d'un point de vue qualitatif. La plupart des taxons se retrouvent en effet de part et d'autre de celle-ci. Quelques-uns sont cependant observés exclusivement en amont ou en aval. C'est le cas pour les genres *Nemoura* et *Taeniopteryx* de la famille des Nemouridae (Plécoptères) ainsi que pour les Platycnemiidae (Odonates), qui n'ont été détectés qu'en amont. Par contre, les Rhyacophilidae (Trichoptères), Leuctridae (Plécoptères), Hydrophilidae (Coléoptères) et Tipulidae (Diptères) sont exclusivement observés en aval. Toutefois ces taxons sont peu fréquents et représentés par un ou quelques individus. L'indice de qualité biologique potentielle (IQBP variant de 1 à 20) calculé à partir de ces échantillons reste voisin de 10 tout au long des cycles annuels (1982 et 1983) en amont comme en aval.

On peut donc considérer que la zoocénose des macroinvertébrés benthiques de la Meuse ne présente pas de différence qualitative nette entre l'amont et l'aval de la centrale, ce qui correspond aux observations de la période précédente.

En ce qui concerne l'abondance relative des différents groupes taxonomiques, il faut constater, en général, une nette dominance des Oligochètes et des larves de Diptères qui, en amont comme en aval, peuvent représenter jusqu'à 90 % des organismes récoltés sur les bourriches. Quelques différences apparaissent toutefois entre l'amont et l'aval. Ainsi chez les Triclades, le nombre d'individus de la planaire *Dugesia tigrina* est toujours plus élevé en aval. Chez les Crustacés, les Asellidae et Gammari-dae sont plus abondants en amont qu'en aval. Chez les insectes, le Polycentropidae *Neureclipsis bimaculata* est généralement plus abondant en amont, alors que c'est l'inverse pour l'Ecnomidae *Ecnomus tenellus*. Ces résultats confirment les observations effectuées lors de l'étude antérieure (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982).

L'examen plus détaillé des abondances relatives à chaque saison révèle des différences parfois importantes. Ainsi chez les Oligochètes, *Stylaria lacustris* (Naïdidae), espèce la plus importante du groupe, présente en amont une abondance minimum en automne et un pic maximum au printemps, atteignant jusqu'à 56 % (avril 1983) du total des organismes récoltés ; en aval, cette espèce atteint son maximum en hiver (février 1983 : 79 % du total des organismes récoltés).

Chez les Mollusques, le bivalve *Dreissena polymorpha* redevient abondant dès 1982. Cette espèce présente également une explosion saisonnière, toujours observée en automne. Mais, en automne 1982, il est nettement plus abondant en aval, alors que le phénomène contraire s'observe en automne 1983.

### 2.3.1.2. Comparaison des populations d'*Asellus aquaticus*

Des échantillons de ce crustacé ont été prélevés presque tous les deux mois (Jacquemin, 1982) dans deux stations (Bas-Oha et Ombret), de février 1982 à juin 1983. La technique des histogrammes de fréquence de taille a permis de suivre la croissance chez cette espèce en amont et en aval de la centrale. La présence de la première paire de pléopodes, uniquement chez le mâle, a permis de préciser le sexe des individus de taille supérieure à 3 mm. Le rapport femelles/mâles est supérieur ou égal à 1 pendant les mois de février, avril et juin en amont ; en aval, par contre, les mâles sont plus nombreux dans les captures, excepté en février, où le rapport des sexes est égal à 1.

L'examen de ces histogrammes de fréquence (fig. 13) montre que chez les mâles (comme d'ailleurs chez les femelles), la croissance reprend au printemps, vers le mois d'avril ; en mai, apparaît une nouvelle génération : les juvéniles qui se développent les mois suivants. Ainsi, début juin, la classe des

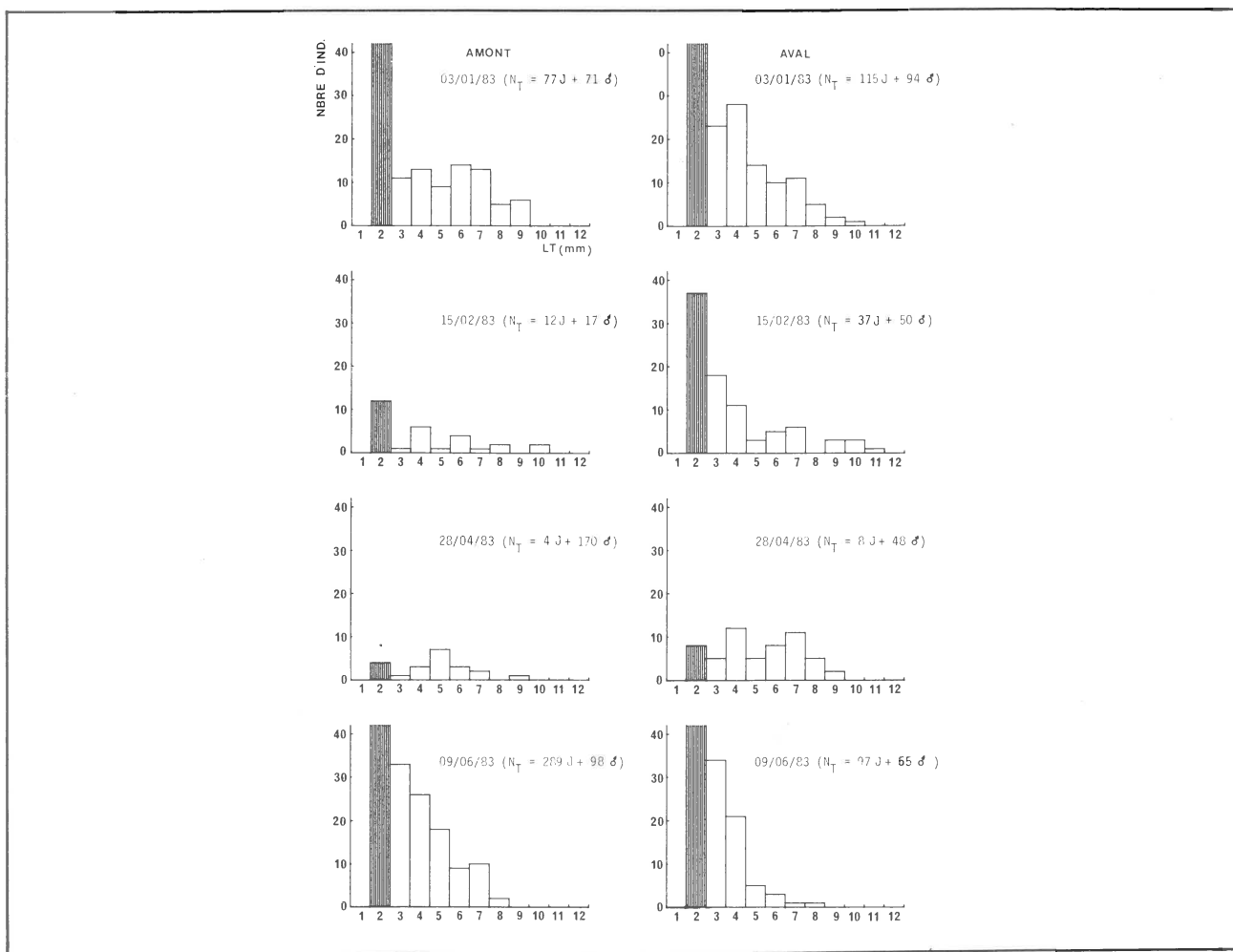


Figure 13 : Histogrammes de fréquence de taille chez les mâles et les juvéniles (hachures) d'*Asellus aquaticus*, en amont et en aval de la centrale de Tihange, de janvier à juin 1983.  $N_T$  : nombre total d'individus dans l'échantillon; J : juvéniles; ♂ : mâles; LT : longueur totale.

juvéniles (< 3 mm) est la mieux représentée. Par contre, la génération des adultes a pratiquement disparu : les classes de taille supérieure à 7 mm ne sont quasi plus représentées. Les individus de la nouvelle cohorte continuent à grandir jusqu'en septembre-octobre, période où apparaît à nouveau un grand nombre de juvéniles, signe d'une nouvelle génération. En hiver, la croissance est quasi nulle. Le même type de croissance est observé en amont comme en aval, mais la reprise de croissance printanière est surtout visible en aval : les modes se déplacent plus nettement vers la droite des graphiques (fig. 13). De même, la disparition estivale de la génération des adultes se marque plus nettement à l'aval, où les classes de taille supérieure à 7 mm ne sont quasi plus représentées en juin. La durée de vie des aselles, qui est de l'ordre d'une année, semble donc légèrement plus courte à l'aval de la centrale, ce qui réduit les mécanismes de sécurité de la population de cette espèce, en éliminant la possibilité d'avoir en automne la coexistence de deux classes d'âge.

L'examen ventral des femelles permet de repérer les individus ovigères (femelles porteuses d'œufs) et de préciser ainsi la période de reproduction. De part et d'autre du rejet thermique, le pourcentage de ces femelles ovigères augmente au printemps (fig. 14). Les premières apparaissent en aval au mois de février. Un premier pic de femelles ovigères se dessine au mois d'avril en amont comme en aval ; à cette époque, 25 à 73 % des femelles portent des œufs. Ensuite, le pourcentage de femelles ovigères chute nettement. Au cours de l'été, il est de l'ordre de 8 à 20 %. En fin d'été (septembre-octobre), un second pic réapparaît en amont. A l'aval, les captures d'aselles sont nulles à cette époque. Enfin, en hiver (décembre), le pourcentage des femelles ovigères chute nettement pour tomber à zéro et les aselles entrent en repos sexuel. Ce cycle de reproduction, à savoir période de repos sexuel en hiver suivie d'une longue période de reproduction caractérisée par deux pics, l'un au printemps (avril-mai) et l'autre à la fin de l'été (septembre-octobre), est bien observé en amont. En aval, seul le pic du printemps est visible.

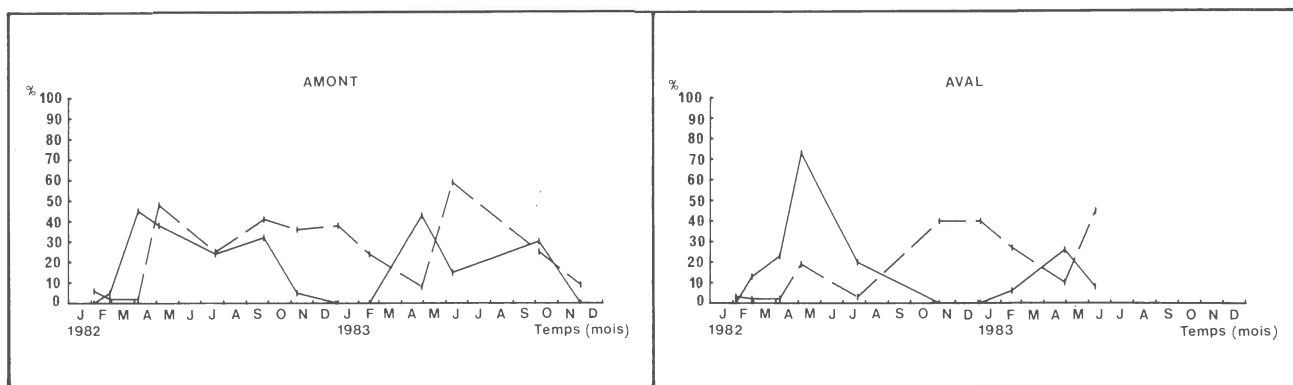


Figure 14 : Evolution des proportions de femelles ovigères (trait continu) et immatures (trait discontinu) d'*Asellus aquaticus* dans la Meuse en amont (Bas-Oha) et en aval (Ombret) de la centrale de Tihange, au cours des années 1982 et 1983.

### 2.3.2. Poissons

Au vu des résultats acquis depuis 1976 (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982), il apparaissait important, d'une part, de poursuivre l'étude de l'impact des rejets thermiques sur la composition de la faune ichthyologique et, d'autre part, d'approfondir l'étude de la croissance et de la reproduction de quelques espèces, puisque ces paramètres sont étroitement liés à la température.

#### 2.3.2.1. Inventaire qualitatif de la faune ichthyologique

La comparaison de la faune ichthyologique a été établie grâce à un total de treize pêches au filet mailant et de dix-huit pêches électriques, réalisées en amont (Lives-sur-Meuse) et en aval (Ampsins-Neuville) de la centrale. Sur l'ensemble de ces pêches, 23 espèces ont été répertoriées, appartenant à 8 familles. La famille des Cyprinidae reste la mieux représentée de part et d'autre des rejets (14 espèces), avec comme espèces principales le gardon (*Rutilus rutilus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*) et le cheveine (*Leuciscus cephalus*). Les autres espèces appartiennent aux familles des Percidae (3), des Esocidae (1), des Anguillidae (1), des Salmonidae (1), des Cottidae (1), des Cobitidae (1) et des Gasterosteidae (1).

Comme précédemment (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982), on constate que le réchauffement de l'eau dû à l'activité de la centrale n'a aucune incidence, du point de vue qualitatif, sur la composition de la faune ichthyologique de la Meuse. En effet, les mêmes espèces se retrouvent tant en amont qu'en aval, les rares différences observées entre ces deux sites portant toujours sur des espèces trouvées accidentellement, à savoir: le vairon (*Phoxinus phoxinus*), le carassin (*Carassius carassius*) et la carpe (*Cyprinus carpio*) pêchés uniquement en aval; le chabot (*Cottus gobio*), la loche (*Nemacheilus barbatulus*), l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) et la grémille (*Acerina cernua*) capturés exclusivement en amont.

Par ailleurs, en 1981 et 1982, de nombreux alevins ont été observés le long des berges. Ils appartiennent à la famille des Cyprinidae (8 espèces) et des Percidae (1 espèce), ce qui prouve que ces poissons se reproduisent normalement en Meuse, lorsque les conditions du milieu sont favorables à la reproduction et à la survie des alevins. Ce phénomène est commun aux deux sites, mais quelques différences apparaissent quant à l'abondance de certaines espèces. Ainsi, les jeunes brèmes, goujons, chevaines, barbeaux et, dans une moindre mesure, les jeunes hotus et vandoises sont plus nombreux le long des rives en amont. Notons cependant que l'existence d'une berge naturelle à la station amont peut influencer favorablement la reproduction des poissons. D'autre part, l'anguille reste toujours plus abondante en aval du rejet.

La capture régulière de nombreux gardons et ablettes dans les deux sites a permis de comparer leur croissance et leur reproduction en amont et en aval de la centrale. L'ablette est particulièrement intéressante pour traduire l'effet du réchauffement de l'eau, puisque ses populations se reproduisent naturellement en Meuse et ne sont pas soumises à des repeuplements.

#### 2.3.2.2. Croissance

La croissance de ces deux espèces a été étudiée aux deux stations suivant deux méthodes:

- la méthode de Petersen, consistant à suivre mensuellement (d'avril à octobre 1982 et 1983) l'évolution des tailles moyennes des groupes d'âge les plus jeunes: 0+, 1+ et 2+;
- la méthode du rétrocalcul (Lee, 1920), basée sur l'existence d'une relation entre la croissance linéaire et la croissance des écailles; elle est réalisée à partir d'un échantillonnage de poissons de différentes tailles.

##### a) Gardons

La croissance des gardons nés en 1981 et 1982 a pu être suivie durant ces mêmes années, ainsi qu'en 1983. Les longueurs moyennes à la fourche mesurées chez les gardons au cours de leurs trois premières années de croissance sont reprises dans le tableau 5. Ainsi les gardons mesurent, en aval, environ 6 cm à 1 an (cohorte 1981 et 1982), 10 cm à 2 ans (cohorte 1981 et 1982) et 12,5 cm à 3 ans (cohorte 1981). En amont, par contre, certaines variations s'observent: ainsi, à 1 an, les gardons atteignent des tailles de 6 cm (cohorte 1981) ou de 4,5 cm (cohorte 1982); à 2 ans, ils mesurent 10 cm (cohorte 1981) ou 8 cm (cohorte 1982). L'étude de la croissance linéaire rétrocalculée des gardons capturés en Meuse en amont (Andenne) et en aval (Ampsins-Amay) de Tihange en 1976, a montré que ces poissons atteignent aux deux sites une longueur moyenne de 6 cm à 1 an, de 9 cm à 2 ans et de 12 cm à 3 ans (Gillet, 1982).

Toutefois, si des différences de croissance apparaissent certaines années entre l'amont et l'aval, elles s'expliqueraient plutôt par des facteurs autres que le réchauffement de l'eau. En effet, en 1982, année où les gardons après leur première année de croissance, mesuraient quasi 2 cm de moins en amont, l'on observait à cette station un grand nombre d'alevins appartenant à différentes espèces. La compétition interspécifique semblait donc responsable de cette croissance relativement faible.

Le réchauffement de l'eau par la centrale de Tihange semble en définitive avoir peu d'impact sur la croissance du gardon au cours de ses deux premières années; en effet:

- fin 1981, les alevins de l'année atteignent la même taille en amont qu'en aval;
- en 1983, le même taux de croissance est observé chez les gardons au cours de leur seconde année (cohorte 1982): ces derniers ont grandi de 34 mm en amont et de 36 mm en aval (tableau 5);
- la période de croissance a pu être précisée: elle est la même aux deux stations, à savoir une reprise de croissance en mai et un ralentissement, voire un arrêt, fin octobre.

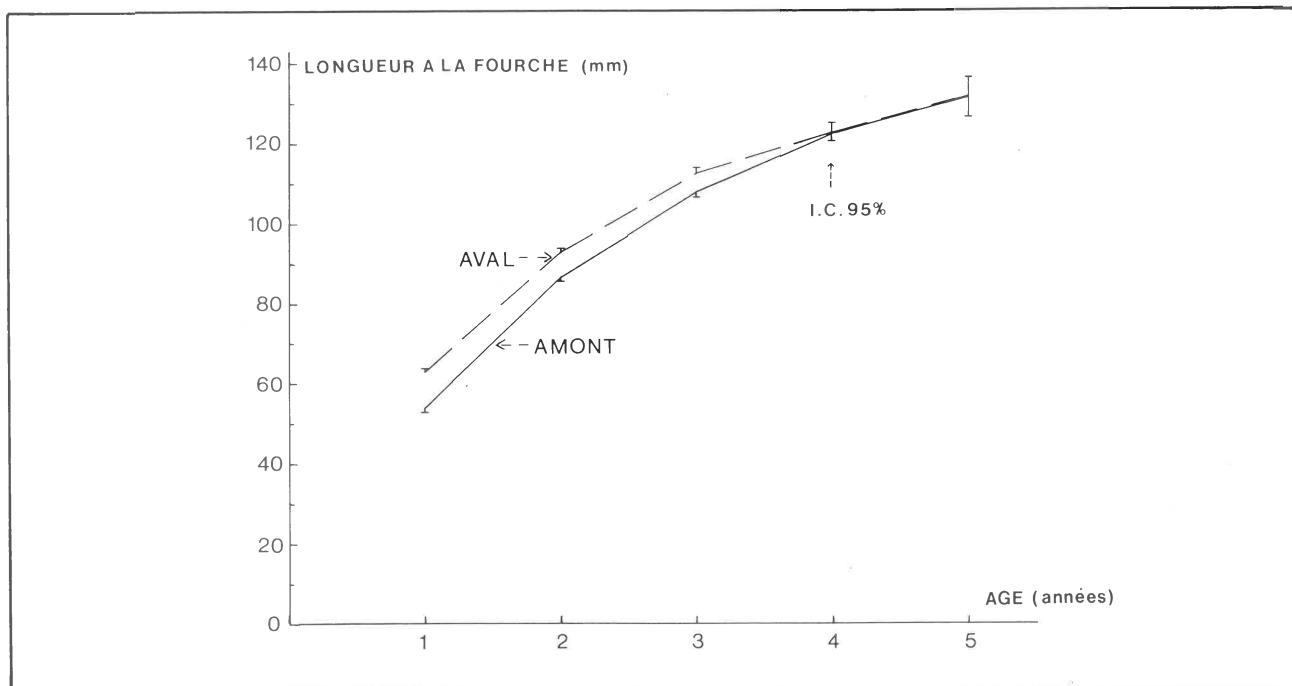
**Tableau 5. Longueurs moyennes à la fourche ( $\bar{L}_f$ : mm) des gardons (*Rutilus rutilus*) capturés dans la Meuse en amont (Lives-sur-Meuse) et en aval (Amay) de la centrale de Tihange, au cours des trois premières années de croissance (I.C.: intervalle de confiance à 95 % de la moyenne en mm) (— : inconnu)**

Age (années)												
	1				2				3			
Stations	AM		AV		AM		AV		AM		AV	
	$\bar{L}_f$	I.C.	$\bar{L}_f$	I.C.	$\bar{L}_f$	I.C.	$\bar{L}_f$	I.C.	$\bar{L}_f$	I.C.	$\bar{L}_f$	I.C.
Cohorte												
1981	59	1	63	1	108	3	105	3	—	—	128	—
1982	45	1	62	1	79	1	98	—	—	—	—	—
1983	pas d'alevins				—	—	—	—	—	—	—	—

#### b) A b l e t t e s

En 1982, l'évolution mensuelle des histogrammes de fréquence des tailles des ablettes capturées lors des pêches électriques a permis de suivre la croissance des classes 0<sup>+</sup> et 1<sup>+</sup>. Cette étude a montré une différence de croissance entre l'amont et l'aval: ainsi, en fin de période de croissance (octobre), les ablettes 0<sup>+</sup> mesurent 49 mm en amont et 65 mm en aval, les ablettes 1<sup>+</sup> mesurent 88 mm en amont et 95 mm en aval. A 1 an, la différence de taille était donc de 1,5 cm et de moins de 1 cm après la seconde année de croissance. De plus, cette étude a permis de préciser la période de croissance de ce poisson: la reprise de la croissance s'installe fin avril et celle-ci se ralentit fin septembre. Elle est la même de part et d'autre du rejet. Seule une augmentation de la vitesse de croissance des ablettes vivant dans le milieu réchauffé peut expliquer les différences de taille observées.

En 1982-1983, une étude de la croissance de cette espèce, basée sur le rétrocalcul (Veiders, 1983), est venue préciser les résultats acquis par la méthode de Petersen. La figure 15 montre qu'il existe des différences de croissance linéaire entre l'amont et l'aval: pendant les trois premières années, les ablettes vivant dans le milieu réchauffé à Ampsin ont des tailles significativement supérieures à cel-



**Figure 15 : Croissance linéaire des ablettes (*Alburnus alburnus*) capturées dans la Meuse en amont (Lives-sur-Meuse) et en aval (Ampsin-Neuville) de la centrale de Tihange, durant la période 1982-1983 (d'après Veiders, 1983).**

les de Lives-sur-Meuse (amont). La taille moyenne à 1 an est supérieure de 8,7 mm à l'aval; à 2 ans, l'écart n'est plus que de 6,3 mm et à 3 ans, il ne persiste qu'une différence de 4 mm. A 4 ans, la différence de taille entre les alevins des deux stations est quasi nulle; il en est de même à 5 ans. On peut donc penser que l'élévation de température est responsable des tailles supérieures observées dans le milieu réchauffé pendant les trois premières années de vie de ces poissons, et que la croissance au cours de la première année y est plus rapide. Toutefois, dès la deuxième année, l'accroissement annuel est plus important en amont du rejet thermique et à 4 ans, les alevins des deux milieux ont une taille quasiment identique.

Cette corrélation entre la croissance de cette espèce et la température de l'eau a également été montrée en comparant les tailles des alevins 1<sup>+</sup> capturés à Lives-sur-Meuse au cours des mois d'avril à juillet 1982 et 1983 (tableau 6). Ces résultats montrent une croissance nettement plus faible en 1983. En effet, en 1982, entre mai et la mi-juin, ces alevins grandissent de 2 cm; en 1983, pendant la même période, le gain de taille n'est que de quelques mm. Au mois de juillet, les alevins mesurent 79 mm en 1982 et 56 mm en 1983. Or, en mai et en juin, les températures moyennes de l'eau sont nettement plus élevées en 1982. De plus, le seuil de 15° C est atteint le 15 mai 1982 et seulement le 2 juin en 1983.

**Tableau 6. Longueurs moyennes à la fourche ( $\bar{L}_f$ : mm) des alevins (*Alburnus alburnus*) 1<sup>+</sup> capturés dans la Meuse à Lives-sur-Meuse, au cours des mois d'avril, mai, juin et juillet 1982 et 1983**  
(I.C.: intervalle de confiance à 95 % de la moyenne en mm; Temp. moy.: température moyenne de l'eau durant le mois).

Date de pêche	$\bar{L}_f$ (mm)	I.C. (mm)	Temp. moy. (°C)
10.04.1982	46	2	11,1
03.05.1982	48	1	15
15.06.1982	70	1	26,7
26.07.1982	79	4	21,4
27.04.1983	50	1	10,2
09.06.1983	52	1	18,6
18.07.1983	56	2	23

### 2.3.2.3. Reproduction

La reproduction du gardon et de l'alevin a été étudiée aux deux stations:

- par l'examen de l'évolution du rapport gonado-somatique (R.G.S.) moyen des femelles et parfois des mâles, à différents moments de l'année;
- par l'étude de coupes histologiques d'ovaires, d'un point de vue qualitatif et quantitatif;
- par l'observation de la fraie in situ dans différentes frayères et la recherche presque quotidienne des pontes.

#### a) Gardons

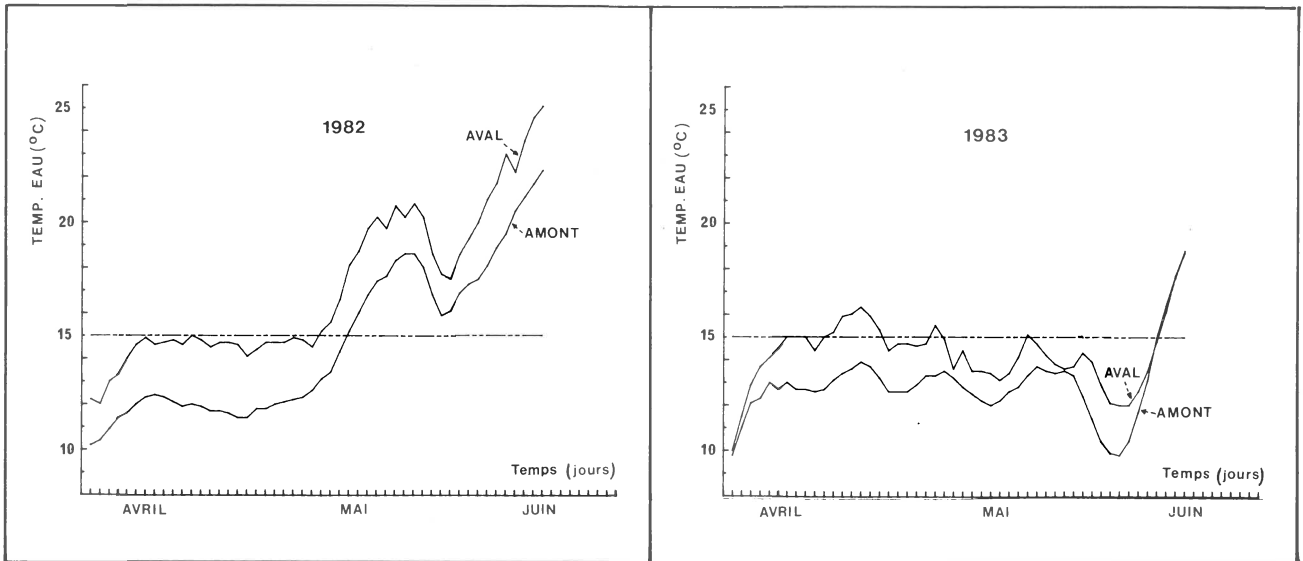
En 1981, la gamétogenèse reprend en été entre juillet et octobre. Les ovaires se développent jusqu'en avril 1982 et le R.G.S. atteint une valeur moyenne identique en amont (15,8) et en aval (15,9) de la centrale. Toutefois, en mai 1982, au moment précis de la reproduction, on observe un léger décalage en faveur de l'aval (18 mai 1982: 4/23 femelles en amont et 10/24 femelles en aval ont pondu).

Les observations in situ indiquent que la ponte a débuté en aval le 15 mai 1982. Le 19 mai 1982, la reproduction du gardon a commencé sur tous les sites prospectés; les premières larves sont collectées le 24 mai 1982. La période de fraie de ce poisson a donc duré une dizaine de jours en 1982, avec une légère avance (3-4 jours) en faveur de l'aval.

En 1983, bien que fragmentaires, les résultats concernant l'évolution du R.G.S. suggèrent certaines anomalies en amont comme en aval. L'étude in situ indique quelques pontes précoces mais isolées les 5, 10 et 16 mai 1983 en aval de la centrale. Le 20 mai, la reproduction du gardon semble terminée en aval, alors que les premiers rassemblements de cette espèce sont seulement observés en amont, où la ponte ne débutera que les 7 et 8 juin. On constate donc en 1983 un très net décalage (environ 1

mois) de la reproduction du gardon entre l'amont et l'aval. La comparaison 1982-1983 de l'évolution de la température de l'eau pendant la période de reproduction (fig. 16) met en évidence l'importance des facteurs climatiques naturels combinés au réchauffement des eaux provenant de la centrale.

En 1983, on n'assiste pas à une hausse régulière de la température de l'eau, qui normalement atteint le seuil de 15° C aux environs du 15 mai. Au contraire, en mai 1983, celle-ci diminue pendant la dernière semaine, pour tomber à 10° C en amont et 12° C en aval. Toutefois, le seuil de 15° C est atteint fin avril 1983 en aval et ne sera atteint que début juin en amont, ce qui explique le grand décalage observé pour la reproduction du gardon.



**Figure 16 : Evolution de la température des eaux de la Meuse, en amont et en aval de la centrale de Tihange, pendant la période de reproduction du gardon (*Rutilus rutilus*), en 1982 et en 1983 (fin mai et début juin 1983 : faible différence de température amont-aval due aux débits exceptionnellement élevés à cette période).**

#### b) A b l e t t e s

En 1982-1983, l'étude du cycle évolutif du R.G.S. des ablettes montre que celui-ci augmente progressivement à partir du mois de mars pour atteindre un maximum vers la mi-mai. A partir de ce moment, les valeurs moyennes diminuent pour les deux stations. Pour les mâles, le R.G.S. évolue d'une façon très régulière, avec deux pics de reproduction, en amont comme en aval. Pour les femelles en amont (fig. 17), le cycle évolue de façon similaire; par contre, on ne constate en aval qu'un seul pic de reproduction, avec un R.G.S. moyen beaucoup plus élevé (Sierra, 1983).

En 1983-1984, l'étude qualitative de l'ovogenèse basée sur quatre stades oocytaires (Devresse, 1984) démontre que le cycle reproducteur à l'aval est décalé par rapport à celui observé à l'amont: il débute plus tôt et finit plus tôt. Toutefois, les femelles de la station aval montrent un phénomène de résorption des oocytes qui semble plus accentué qu'en amont. Cette approche histologique a permis de mettre en évidence un phénomène d'inversion sexuelle, observé en amont comme en aval. Chez ces femelles, les ovaires sont appelés à disparaître au profit de testicules. L'inversion sexuelle a toujours été observée au cours des mois les plus chauds de l'année (mars à juillet); elle n'est pas rare juste après la période de reproduction. L'étude morphométrique basée sur le diamètre des oocytes et leur abondance dans l'ovaire montre une nette différence amont-aval dès le mois de septembre. Les distributions sont radicalement différentes (fig. 18): la taille maximale des oocytes passe du simple au double de l'amont à l'aval et les stades 2 et 3 sont présents en aval alors qu'ils sont absents en amont. En avril, la taille maximale des oocytes dépasse de 100  $\mu$ m celle de l'amont. Le stade 4 n'est pas encore important en amont, alors qu'il domine les stades 2 et 3 en aval (fig. 19). Cette analyse confirme donc un décalage des cycles de reproduction amont-aval accompagné tout au long de l'année d'une résorption qui tiendrait plus d'un processus pathologique que normal.

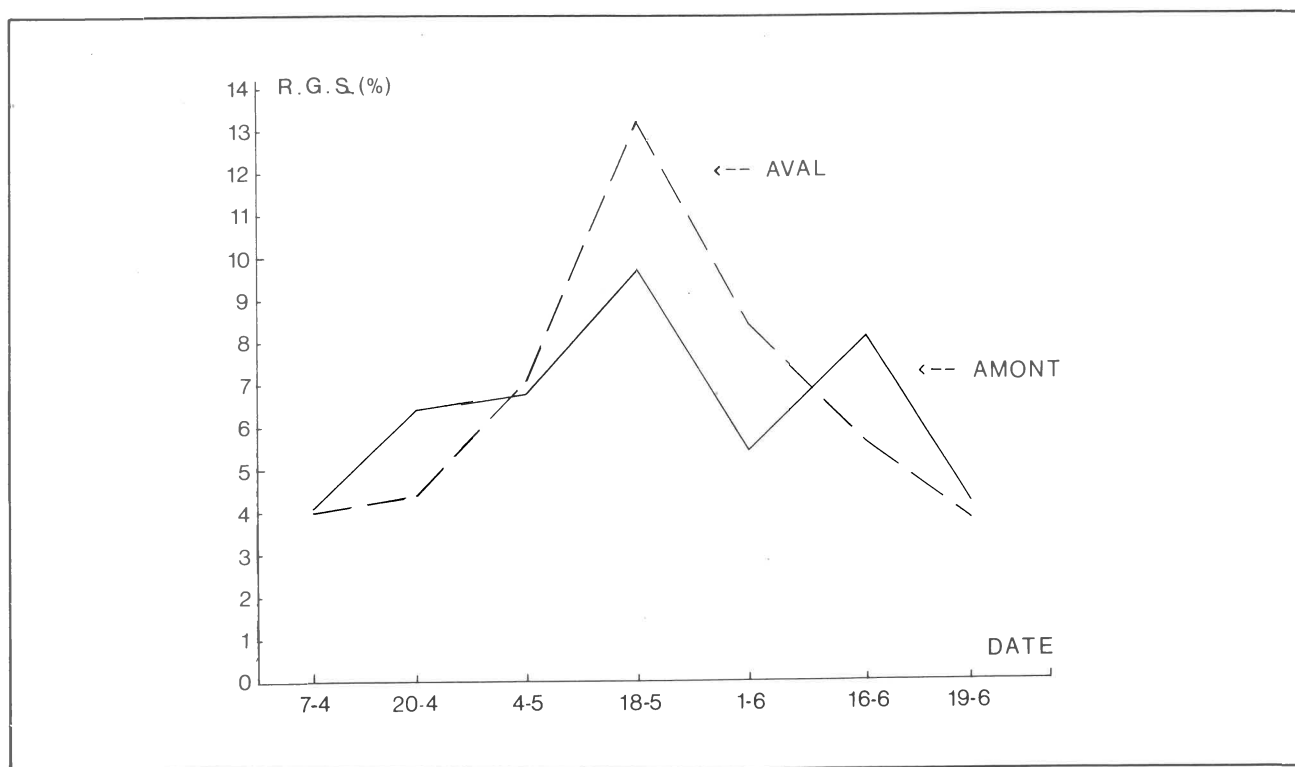


Figure 17 : Evolution des rapports gonado-somatiques moyens (R.G.S.) chez les ablettes femelles de la Meuse, en amont et en aval de la centrale de Tihange, durant le premier semestre de 1982.

#### 2.3.2.4. Contamination radioactive des poissons

Les poissons accumulent, dans leurs tissus, certains radionucléides présents dans l'eau suite aux rejets des centrales nucléaires et aux retombées atmosphériques dues aux explosions nucléaires. Ainsi, l'analyse par spectrométrie  $\gamma$  met en évidence la présence de  $^{137}\text{Cs}$ , de  $^{134}\text{Cs}$ , de  $^{54}\text{Mn}$ , de  $^{58}\text{Co}$  et de  $^{60}\text{Co}$  dans les muscles et le squelette, dans les viscères (foie, rate, reins) et dans les gonades de poissons (Meurisse-Genin et al., 1984). Toutefois, seul le  $^{137}\text{Cs}$  est généralement mesuré avec précision au niveau des muscles et du squelette (poissons éviscérés); la teneur des autres radionucléides est quasi toujours inférieure à la limite de mesure.

##### a) Contamination des poissons en $^{134}\text{Cs}$ et $^{137}\text{Cs}$

En-deçà de la limite de détection dans les poissons capturés en 1980 et 1981, le  $^{134}\text{Cs}$  est détecté, mais avec une activité inférieure à  $5 \text{ pCi.kg}^{-1}$  de matière fraîche, dans des gardons (*Rutilus rutilus*) et chevaines (*Leuciscus cephalus*) pêchés aux deux stations en automne 1982. En 1983, ce radioisotope a été uniquement décelé dans les muscles et squelette de sandres (*Lucioperca lucioperca*) capturés en juin en aval du rejet: leur activité moyenne était de  $11 \text{ pCi.kg}^{-1}$  de matière fraîche. Il faut souligner que, depuis le début de l'étude, le  $^{134}\text{Cs}$  dépassait rarement la limite de mesure dans les poissons capturés en amont comme en aval de Tihange, sauf en 1976 (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982).

Quant au  $^{137}\text{Cs}$ , il est toujours présent au niveau des muscles et du squelette de poissons, excepté en 1983, où son activité tombe en dessous de la limite de mesure par spectrométrie. Parmi les espèces analysées, ce sont les carnivores, tels la perche (*Perca fluviatilis*) et le sandre, qui accumulent le plus le  $^{137}\text{Cs}$  (tableau 7). Ces résultats confirment ceux acquis précédemment, lors de la période 1976-1979 (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982), et rejoignent les données de la littérature (Foulquier, 1979).

Des captures plus fréquentes de gardons, cyprinidés abondants dans la Meuse, permettent de suivre l'évolution de leur radiocontamination au cours des années. La diminution de l'activité en  $^{137}\text{Cs}$ , déjà amorcée en 1977, 1978 et 1979, se poursuit durant la période 1980-1983. Voisine de  $20 \text{ pCi.kg}^{-1}$  de matière fraîche dans les gardons capturés aux deux stations en 1980, la teneur en  $^{137}\text{Cs}$  est inférieure

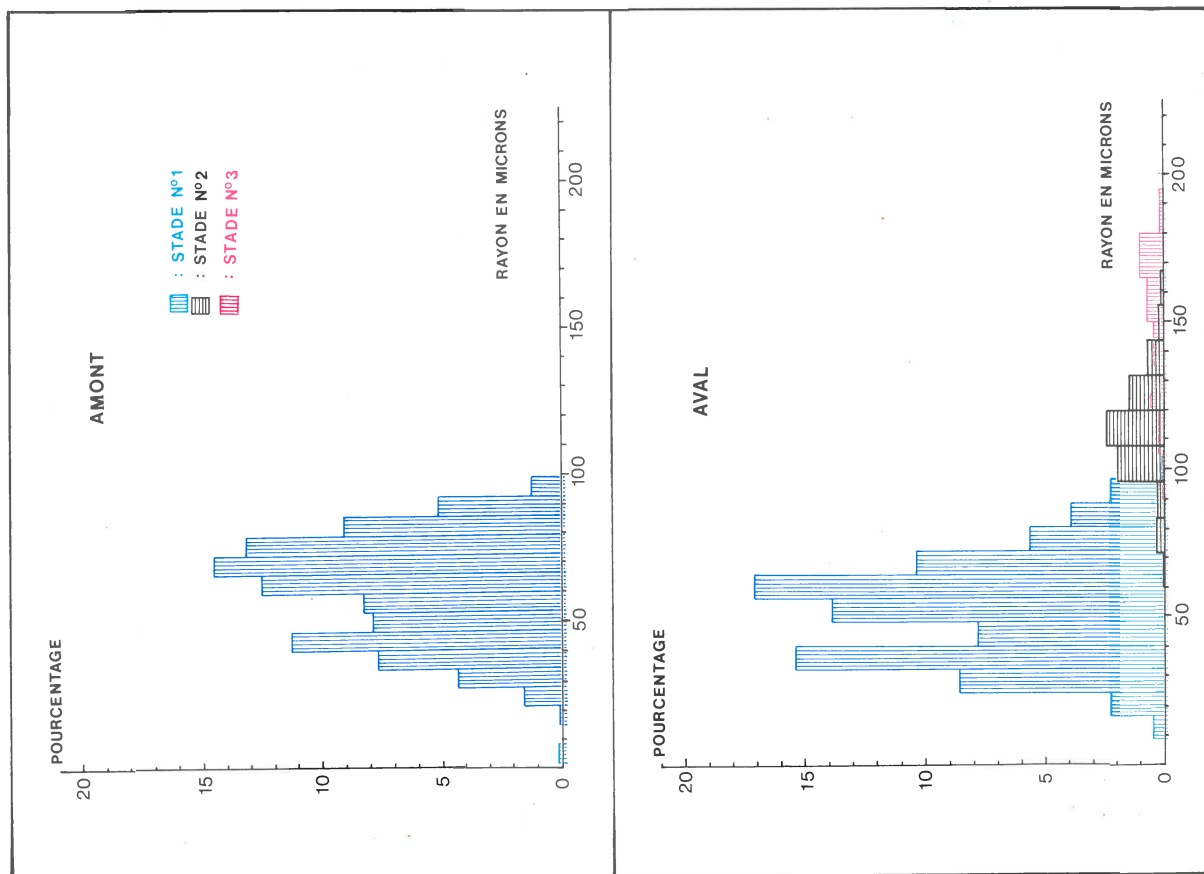


Figure 18 : Distribution de la fréquence des tailles des oocytes chez les ablettes, en amont et en aval de la centrale de Tihange, en septembre 1983.

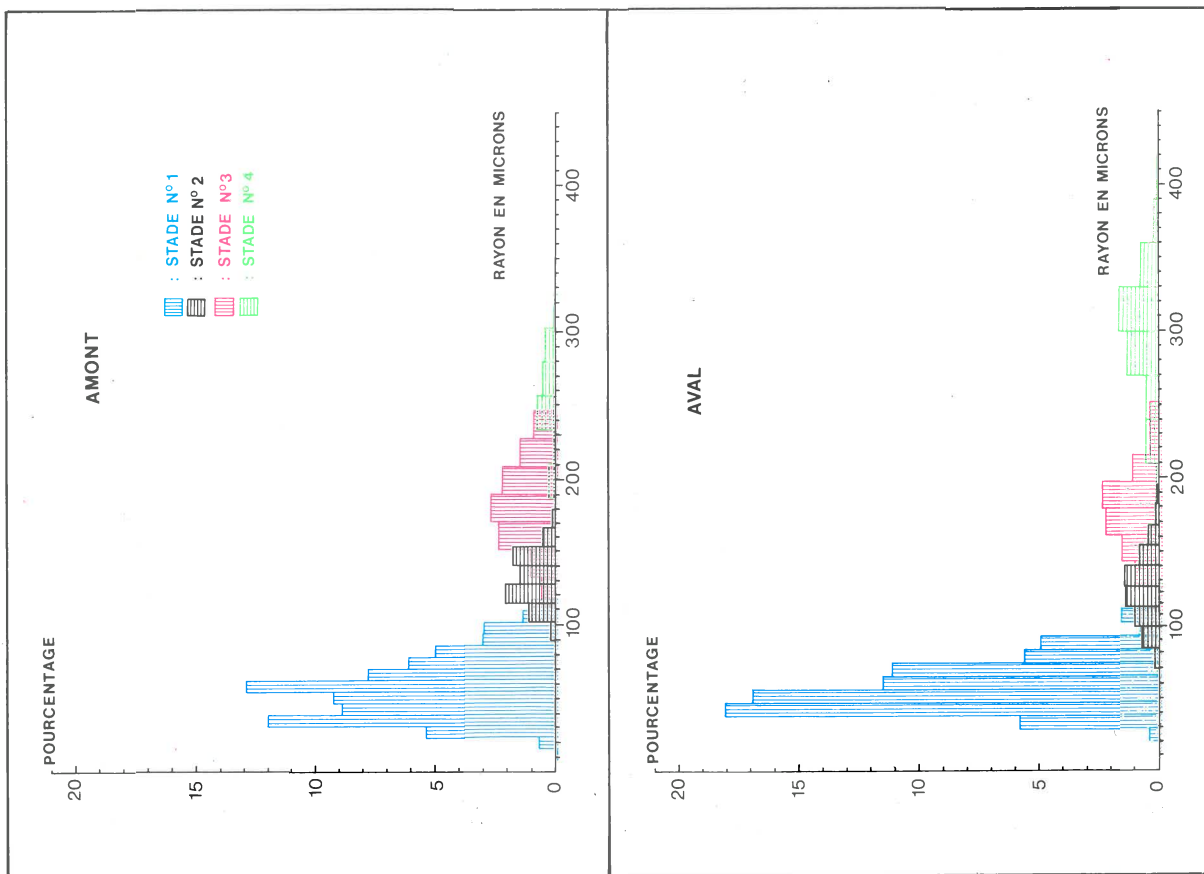


Figure 19 : Distribution de la fréquence des tailles des oocytes chez les ablettes, en amont et en aval de la centrale de Tihange, en avril 1984.

**Tableau 7. Teneur en  $^{137}\text{Cs}$  de différentes espèces de poissons éviscérés, capturés dans la Meuse en amont et en aval de la centrale de Tihange, de 1980 à 1983**

— : activité inférieure à la limite de détection

Teneur en $^{137}\text{Cs}$ (pCi.kg <sup>-1</sup> matière fraîche) Moyenne (minimum; maximum)			
Années	Espèces	Amont	Aval
1980	<i>Rutilus rutilus</i>	24 (12; 59)	20 (11; 25)
	<i>Perca fluviatilis</i>	—	65
1981	<i>Rutilus rutilus</i>	9 (5; 13)	9 (3; 12)
	<i>Perca fluviatilis</i>	13	23
1982	<i>Rutilus rutilus</i>	4 (—; 6)	5 (—; 8)
	<i>Leuciscus cephalus</i>	10	13
	<i>Perca fluviatilis</i>	8	14
1983	<i>Rutilus rutilus</i>	—	—
	<i>Leuciscus cephalus</i>	—	—
	<i>Perca fluviatilis</i>	—	—
	<i>Lucioperca lucioperca</i>	pas d'échantillon	8 (3; 13)

à la limite de mesure en 1983. Cette diminution s'observe également chez les autres espèces, telle la perche. Ce phénomène est certainement lié à la forte diminution à partir de 1977 des rejets de  $^{137}\text{Cs}$  dans la Meuse par les centrales de Chooz et de Tihange.

En outre, les activités mesurées dans les poissons récoltés aux deux stations sont très proches; ceci indique que l'impact des rejets en  $^{137}\text{Cs}$  provenant de la centrale de Tihange est sans doute relativement faible et qu'il ne peut, en tout cas, être détecté dans les poissons de la Meuse.

L'accumulation sélective de  $^{137}\text{Cs}$  par différents organes (foie, rate, gonades), mise en évidence en 1976, ne se manifeste plus durant les années suivantes, lorsque les activités volumiques ajoutées par les centrales ont régressé. Ainsi, en 1980, les teneurs mesurées au niveau des viscères et des gonades sont généralement proches de celles trouvées dans les muscles et squelette ou même inférieures à celles-ci. Par la suite, elles tombent en dessous du seuil de détection des appareils de mesure.

#### b) Contamination des poissons en $^{60}\text{Co}$ , $^{58}\text{Co}$ et $^{54}\text{Mn}$

Le  $^{60}\text{Co}$  se retrouve aussi dans les tissus de poissons capturés tant en amont qu'en aval de Tihange. Toutefois sa présence est très irrégulière et ne semble pas reliée directement à l'activité de la centrale. Ainsi, en 1980, une seule mesure d'activité dépasse le seuil: 113 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche sont mesurés dans des gonades de brèmes bordelières (*Blicca bjoerkna*) pêchées en amont de la centrale.

En 1981, on retrouve ce radioisotope uniquement au printemps dans des viscères de gardons capturés en amont (54 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche) comme en aval (15 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche). En 1982, il est décelé à la même époque au niveau des muscles et squelette de gardons (6 à 20 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche en amont et 6 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche en aval); il se retrouve en automne, en amont, au niveau des gonades de perches (91 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche) et de brèmes bordelières éviscérées (27 pCi.kg<sup>-1</sup> de matière fraîche). En 1983, ce radioisotope n'est plus décelé avec précision. Quant au  $^{58}\text{Co}$  et au  $^{54}\text{Mn}$ , leur activité dans les poissons reste inférieure, durant la période 1980-1983, à la limite de détection des appareils.

### 3. ÉTUDES EXPÉRIMENTALES

#### 3.1. Fixation des radionucléides par *Scenedesmus acutus*

##### 3.1.1. Recherche des formes organiques de $^3\text{H}$ et $^{14}\text{C}$ dans les effluents

Cette étude prolonge celle entreprise antérieurement (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982; Kirchmann et al., 1977; Kirchmann & Dupont, 1981; Bourdon et al., 1984). Elle vise à déterminer l'impact des effluents rejetés par les unités nucléaires de Tihange 1 et 2 sur la productivité des cultures de cette algue d'une part, et sur leur radiocontamination d'autre part. Au cours de la période 1981-1984, l'étude de l'incorporation du tritium et un début d'expérience sur l'incorporation du carbone-14 ont été réalisés.

Les teneurs comparées en tritium et en carbone-14 des *Scenedesmus acutus* cultivés sur des effluents mensuels rejetés en 1982 par la centrale de Tihange 1 sont indiquées dans le tableau 8. On constate que les concentrations en  $^{14}\text{C}$  égalent en général la moitié de celles en tritium. Cette constatation est surprenante si l'on considère que les niveaux en tritium, similaires à ceux de l'eau de combustion des algues, sont aisément mesurables dans l'effluent brut (Bourdon et al., 1984), alors que le  $^{14}\text{C}$  n'est pas directement détectable dans l'effluent. On peut en conclure que le carbone-14 mesuré dans les algues cultivées dans ces effluents provient essentiellement de molécules organiques en solution. Afin de vérifier cette hypothèse, il a été procédé à un prétraitement des effluents avant culture en vue d'éliminer le carbone inorganique. Les résultats indiquent qu'une partie du carbone-14 est présente dans l'effluent brut sous une forme inorganique, l'autre partie étant présente sous une forme organique biologiquement disponible (Bourdon et al., 1984) qui est concentrée par les algues cultivées sur l'effluent.

**Tableau 8. Incorporation par *Scenedesmus acutus* en culture du tritium et du carbone-14 présents dans les effluents de la centrale de Tihange 1 au cours de l'année 1982**

Mois	$^3\text{H}$				$^{14}\text{C}$			
	pCi.g <sup>-1</sup> MS		pCi.g <sup>-1</sup> H		pCi.g <sup>-1</sup> MS		pCi.g <sup>-1</sup> C	
	Témoin	Effluent dilué 2 X	Témoin	Effluent dilué 2 X	Témoin	Effluent dilué 2 X	Témoin	Effluent dilué 2 X
Avril	619	2 319	9 378	35 131	1 006	3 203	1 977	6 293
Mai	500	2 129	7 583	32 265	842	1 750	1 654	3 438
Juin	414	2 121	6 272	32 136	624	1 018	1 226	2 001
Juillet	416	1 298	6 303	19 666	299	518	588	1 017
Août	416	5 283	6 311	80 050	411	2 001	808	3 931
Septembre	292	4 945	3 901	74 919	313	984	614	1 933
Octobre	224	5 359	3 401	81 197	NS	2 577	NS	5 063
Novembre	186	3 522	2 826	53 364	NS	2 941	NS	5 778
Décembre	245	4 878	3 719	73 909	NS	8 426	NS	16 555

NS: non significatif

##### 3.1.2. Cinétique de transfert des radioéléments

Les expériences réalisées en conditions contrôlées ont pour but d'étudier la fixation des radionucléides par *Scenedesmus acutus*, algue dont la multiplication est rapide et qui est représentative des premiers maillons de la chaîne alimentaire. La capacité fixatrice de cette algue a été testée pour différents radiopolluants rejetés par les centrales nucléaires de type PWR:  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ; le  $^{99}\text{Tc}$  a également été considéré dans cette étude.

A cette fin, une méthode de culture permettant de maintenir les algues en phase de croissance maximale a été étudiée. Un «turbidostat» (système de culture en continu) a été construit (fig. 20).

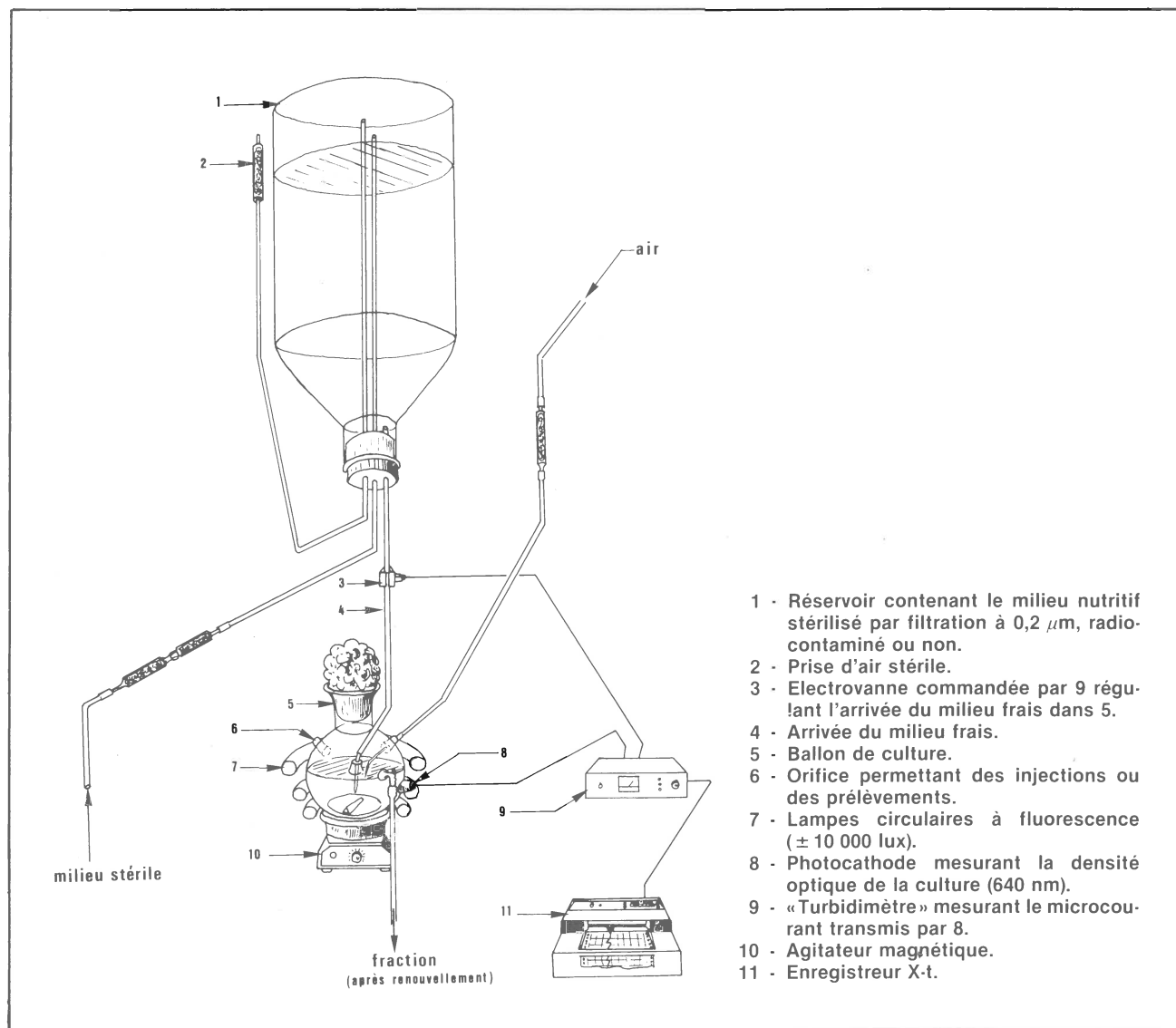


Figure 20 : Schéma du «turbidostat» utilisé pour la culture en continu de *Scenedesmus acutus*, en vue de l'étude du transfert de radioéléments.

### 3.1.2.1. Cinétiques de fixation

Des cinétiques de fixation en fonction de concentrations croissantes, soit de radionucléides (cas du  $^{99}\text{Tc}$  et du  $^{134}\text{Cs}$ ), soit de l'élément stable marqué par son isotope radioactif (cas de  $\text{Fe}/^{59}\text{Fe}$ ,  $\text{Co}/^{60}\text{Co}$ ,  $\text{Mn}/^{54}\text{Mn}$ ), montrent que l'accumulation se fait selon des mécanismes caractérisés par des vitesses d'assimilation et des affinités différentes du transporteur vis-à-vis du substrat (radioélément ou élément stable selon le cas).

En effet, si l'on porte sur un graphique l'inverse de la vitesse de fixation ( $1/V$ ) en fonction de l'inverse de la concentration en substrat ( $1/S$ ), il est possible par un calcul de régression linéaire de déterminer si cette représentation est en accord avec les points expérimentaux. Si oui, on peut calculer la vitesse maximale de la fixation ( $V_{\text{max}}$ ) et  $K_m$ , qui est une constante d'affinité pour le substrat. Dans ce cas,  $K_m$  est bien une constante de Michaëlis-Menten, l'accumulation étant considérée comme un mécanisme impliquant une liaison «transporteur» substrat.

L'analyse a révélé l'existence de plusieurs droites de pentes différentes (assimilation multiphasique), chaque droite étant représentative d'une phase caractérisée par une  $V_{\text{max}}$  et un  $K_m$ .

Ainsi, pour le  $^{99}\text{Tc}$ , le  $^{134}\text{Cs}$ , le  $\text{Fe}/^{59}\text{Fe}$  et le  $\text{Co}/^{60}\text{Co}$ , on observe l'existence de deux phases de fixation s'adressant chacune à une gamme de concentrations en substrat bien définie au sein du gradient (fig. 21, 22, 23, 24). Pour le  $\text{Mn}/^{54}\text{Mn}$ , trois phases sont décelées (fig. 25).

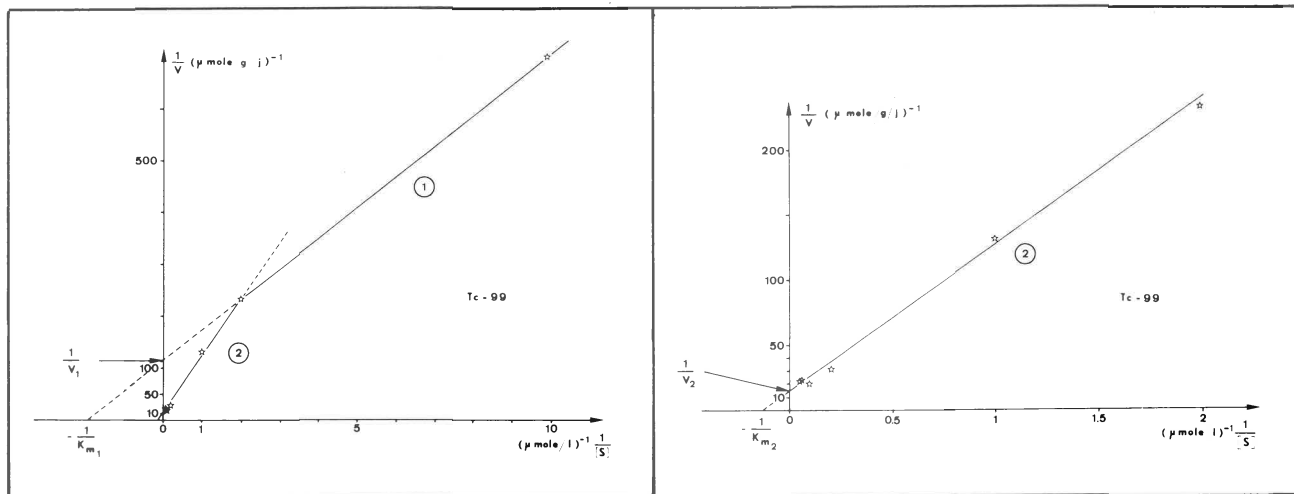


Figure 21 : Cinétique de fixation du  $^{99}\text{Tc}$  par *Scenedesmus acutus*, en milieu fini.

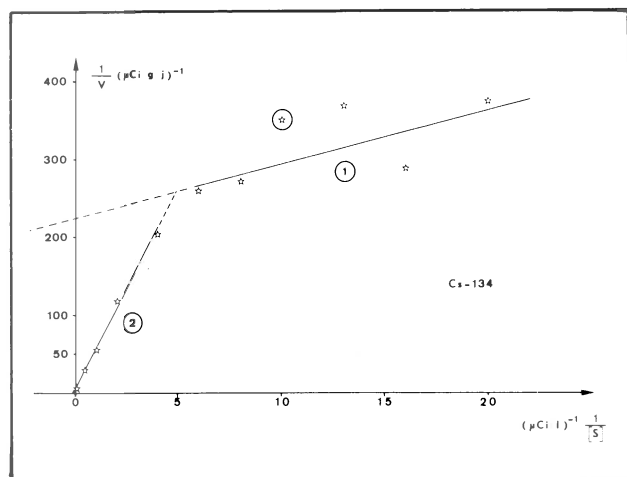


Figure 22 : Cinétique de fixation du  $^{134}\text{Cs}$  par *Scenedesmus acutus*, en milieu fini.

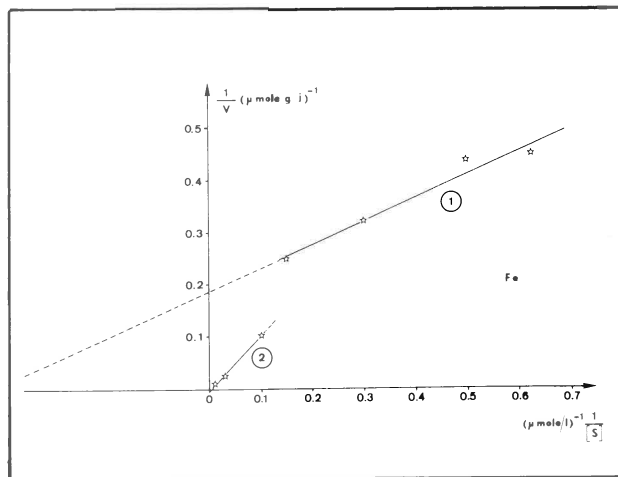


Figure 23 : Cinétique de fixation du Fe (marqué par  $^{59}\text{Fe}$ ) par *Scenedesmus acutus*, en milieu fini.

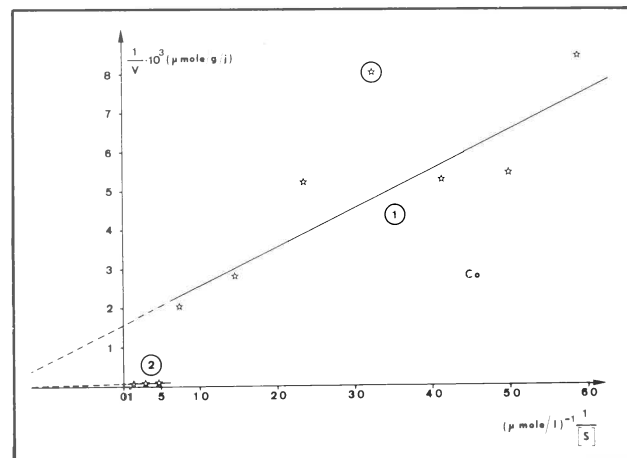


Figure 24 : Cinétique de fixation du Co (marqué par  $^{60}\text{Co}$ ) par *Scenedesmus acutus*, en milieu fini.

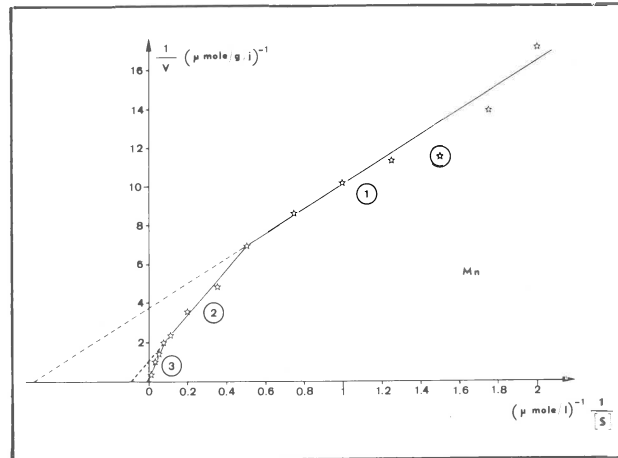


Figure 25 : Cinétique de fixation du Mn (marqué par  $^{54}\text{Mn}$ ) par *Scenedesmus acutus*, en milieu fini.

3.1.2.2. Comparaison des facteurs de transfert (F.T.) obtenus en milieu fini et en culture en continu

Pour chaque cinétique, les F.T. calculés pour chaque point du gradient de concentrations en substrat s'échelonnent dans deux ou trois intervalles de valeurs (selon le cas) correspondant à chaque gamme de concentrations. Les valeurs obtenues en milieu fini sont présentées au tableau 9.

On constate que les F.T. sont supérieurs à ceux obtenus pour les cultures en continu, sauf pour le manganèse (voir tableau 10).

**Tableau 9. Variations des F.T. eau — *Scenedesmus acutus* en culture en milieu fini, en fonction de la concentration en radionucléides du milieu**  
Concentrations exprimées en  $\mu\text{mole.l}^{-1}$ , sauf pour le  $^{134}\text{Cs}$  :  $\mu\text{Ci.l}^{-1}$ .

Eléments	Gamme de concentrations du substrat	F.T.
$^{99}\text{Tc}$	0,101 à 0,505	de 70 à 40
	0,505 à 20,000	de 40 à 10
$^{134}\text{Cs}$	0,050 à 0,167	de 280 à 110
	0,167 à 10,000	de 110 à 80
Fe	1,60 à 6,660	de 7 400 à 3 200
	6,66 à 100,000	de 5 000 à 6 500
Co	0,017 à 0,136	de 45 à 18
	0,136 à 0,680	de 290 à 110
Mn	0,500 à 2,000	de 580 à 360
	2,000 à 13,300	de 360 à 190
	13,300 à 91,700	de 190 à 144

**Tableau 10. Comparaison des F.T. eau — *Scenedesmus acutus* obtenus en culture en continu et en milieu fini**  
Concentrations exprimées en  $\mu\text{mole.l}^{-1}$ , sauf pour le  $^{134}\text{Cs}$  :  $\mu\text{Ci.l}^{-1}$ .

	Concentration substrat	Culture en continu	Milieu fini
$^{99}\text{Tc}$	1,01	15 - 20	37
$^{134}\text{Cs}$	1,00	45 - 50	89
Fe	15,82	2 000	5 240
Co	0,20	35	285
Mn	9,16	1 000	230

En effet, ces cinétiques réalisées en milieu fini sont caractérisées par un épuisement progressif du milieu de culture. Il en résulte une augmentation de l'affinité du «transporteur» vis-à-vis du substrat, qui va dans le sens d'une augmentation globale de l'absorption, et donc vers des F.T. plus élevés.

D'une façon générale, pour les gammes de concentrations élevées, les F.T. diminuent (affinité du transporteur plus faible) et dans ce cas l'on se rapproche des F.T. obtenus en «turbidostat». Quelques cas particuliers sont à mentionner :

- les F.T. obtenus pour le fer en milieu fini sont certainement surévalués, car on a observé un épuisement du milieu et une variation de pH entraînant une diminution de la disponibilité du fer (apporté sous forme de Fe-EDTA-Na);
- pour le cobalt, on observe dans la gamme de concentrations la plus élevée (0-5 % d'épuisement du milieu), un effet toxique, ce qui rendrait la cellule plus perméable; cet effet se traduit par une augmentation des F.T. par rapport à ceux de la gamme précédente;
- les résultats observés pour le manganèse s'opposent à ceux obtenus pour les autres radionucléides; les valeurs plus faibles des F.T. obtenues en milieu fini s'expliquent sans doute par une réduction drastique de la teneur en manganèse assimilable causée par l'augmentation de pH du milieu (modification de la forme chimique du Mn).

En conclusion, il ressort de cette comparaison que la culture en milieu fini peut générer des erreurs d'estimation des F.T. dues à l'épuisement du milieu et à des modifications physico-chimiques. En conséquence, la culture en continu, où les conditions de croissance des algues sont les plus proches de celles rencontrées in situ, conduit à des résultats plus fiables et plus exploitables.

### 3.1.2.3. Cinétiques de désorption

Des cultures en continu de *Scenedesmus acutus* préalablement contaminées par du  $^{134}\text{Cs}$  et du  $^{137}\text{Cs}$  ont été remises en suspension dans du milieu non radiocontaminé. Les mesures indiquent que le processus de décontamination se compose de deux phases distinctes, l'une se caractérisant par une désorption rapide de période biologique  $T_{b1} < 1\text{h}$ , l'autre présentant une désorption plus lente de période biologique  $T_{b2} < 12\text{h}$  (fig. 26 et 27). Tout se passe donc comme si l'algue était constituée de deux «compartiments» de périodes biologiques différentes. Le premier compartiment (représentant respectivement, pour le  $^{137}\text{Cs}$  et le  $^{134}\text{Cs}$ , 36 et 51 % de l'ensemble de la cellule) peut être attribué à la gangue mucilagineuse de l'algue, site d'adsorption du radiopolluant. Le second (64 et 49 % de l'ensemble cellulaire) se situe sans doute au niveau cellulaire proprement dit.

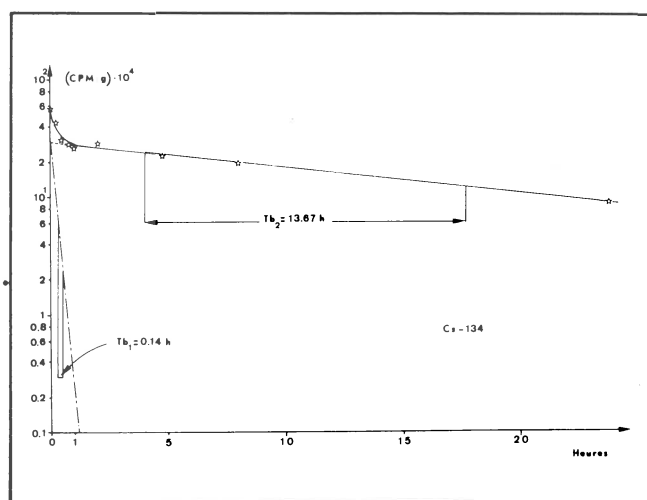


Figure 26 : Cinétique de désorption du  $^{134}\text{Cs}$  chez *Scenedesmus acutus*, à partir d'une radiocontamination en culture en continu.

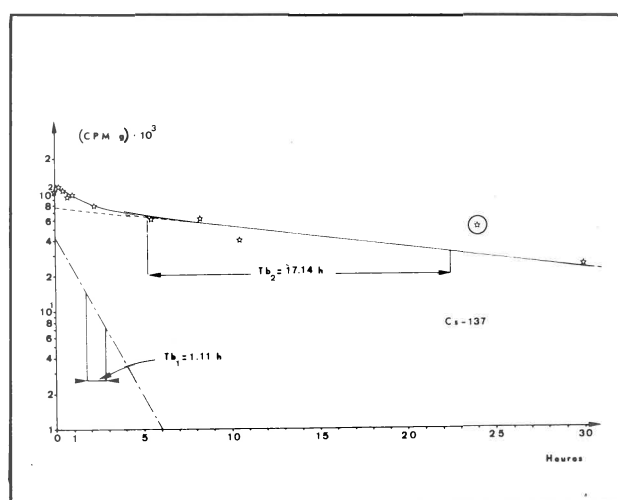


Figure 27 : Cinétique de désorption du  $^{137}\text{Cs}$  chez *Scenedesmus acutus*, à partir d'une radiocontamination en culture en continu.

#### 3.1.2.4. Conclusions

L'analyse des F.T. montre que la fixation est fonction de l'élément étudié et de sa concentration dans le milieu. Les résultats obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux publiés par divers auteurs travaillant sur d'autres espèces d'algues vertes d'eau douce. Les F.T. n'étant pas négligeables et variant en fonction de la radiocontamination du milieu, *Scenedesmus acutus* peut être utilisé comme bioindicateur de la radiopollution des eaux douces.

Les études réalisées montrent que la fixation et la désorption sont rapides. Par conséquent, la radiocontamination des algues peut être considérée comme représentative des conditions qui prévalent dans le milieu naturel.

## 3.2. Organification du tritium

### 3.2.1. Hypothèse de travail

Dans les dernières années, il a été démontré que la présence de molécules tritiées dans les rejets d'installations nucléaires peut être mise en évidence par la culture d'algues (*Scenedesmus* ou *Chlorella*) sur les effluents. Des résultats expérimentaux antérieurs récemment publiés (Bourdon et al., 1984) l'indiquent clairement. Dans le cas des effluents provenant des centrales nucléaires de Tihange et de Chooz, le tritium incorporé par les algues n'a pas en général une activité spécifique supérieure à l'unité. On doit conclure que ces effluents ne contiennent généralement pas, ou très peu, de  $^3\text{H}$  organique biologiquement disponible.

Cependant, des valeurs nettement supérieures à l'unité sont parfois observées pour certains effluents mensuels provenant des centrales PWR de Tihange, de Doel et de Chooz. Dans ces cas, des molécules organiques à activité spécifique élevée doivent être présentes en faible quantité dans les effluents et doivent y être recherchées. On a pensé que les résines de décontamination du circuit primaire constituaient une source possible de molécules organiques tritiées, soit directement par échange de T de l'eau tritiée avec  $\text{H}^+$  des résines, soit indirectement par tritiation de molécules issues des résines dans le cœur même du réacteur, où règne un intense champ de rayonnement  $\gamma$  et neutronique.

### 3.2.2. Dispositif expérimental

Une installation composée d'un système simulant le passage de l'eau du circuit primaire sur les résines de décontamination (ARM 386), d'une manière analogue à ce qui existe dans le réacteur PWR de Tihange 1, a été réalisée en laboratoire (fig. 28). Ensuite, des algues sont cultivées sur l'eau ayant cir-

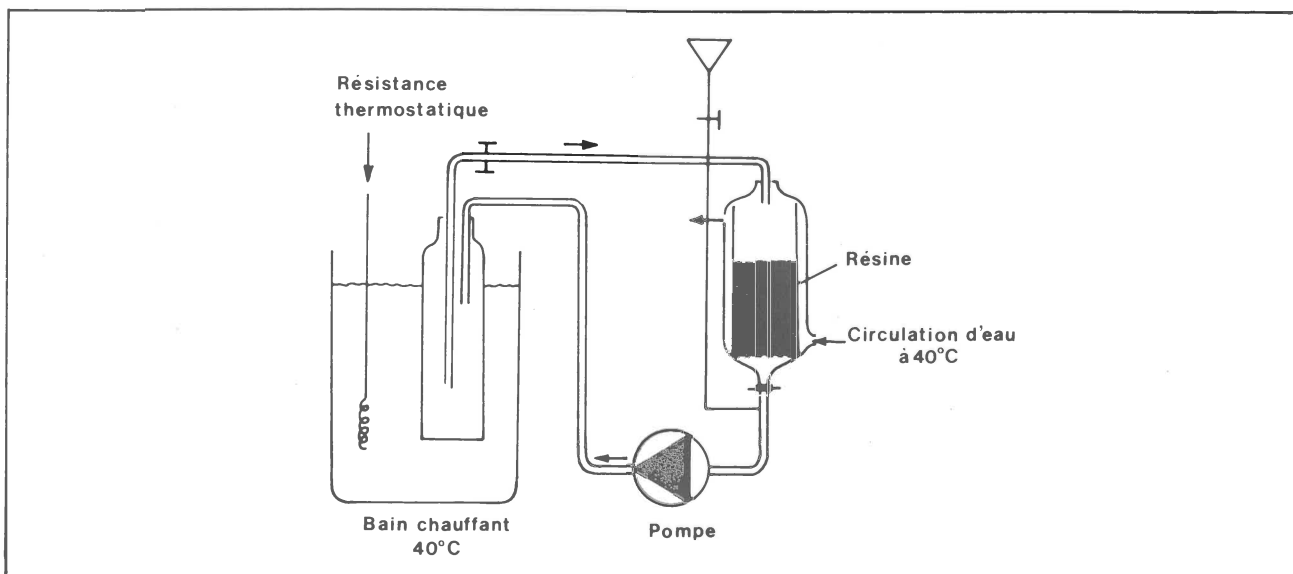


Figure 28 : Schéma du dispositif expérimental destiné à simuler le passage de l'eau du circuit primaire sur les résines de décontamination.

culé dans ce dispositif et dont les caractéristiques sont reprises au tableau 11. En fin d'expérience, les algues sont centrifugées, récoltées et comburées afin de déterminer la présence éventuelle de molécules organiques tritiées dans le milieu de culture.

**Tableau 11. Tableau comparatif de la composition de la solution utilisée et du circuit primaire de la centrale de Tihange 1**

Paramètres	Installation expérimentale	Réacteur PWR Tihange 1
Teneur en B	500 ppm	de 0 à 1 000 ppm variation de 3 à 4 ppm.j <sup>-1</sup>
Teneur en Li	1 000 ppb	de 1 500 à 200 ppb
pH	8 (ajustement avec KOH)	à froid : 7 à chaud : 9
O <sub>2</sub>	?	1 à 2 ppb
Hydrazine	1 g au départ	ajout occasionnel lors des démarrages (les résines de purification étant hors service)
H <sub>2</sub>	absence	35 cm <sup>3</sup> . kg <sup>-1</sup> (P = 3 bars)
Méthane	absence	< 1,5 % teneur en gaz dissous
T°	40° C	40° C (au niveau des résines)

### 3.2.3. Expérience sur l'échange $H - \text{résine} + \text{THO} \rightleftharpoons T - \text{résines} + H_2O$

Une solution d'eau tritiée (THO) est injectée dans le dispositif expérimental de façon à obtenir une concentration analogue à celle du circuit primaire de Tihange 1 (environ 0,3 mCi.l<sup>-1</sup>). Après 7 jours de circulation sur les résines, la concentration en THO du circuit ne change pratiquement pas, ce qui signifie qu'il n'y a pas eu de fixation importante de tritium au niveau des résines. La détermination de l'activité spécifique (AS) de la résine a montré qu'elle varie entre 1,3 et 8,9 % de l'activité spécifique de l'eau du circuit primaire. Seule une faible proportion des H de la résine de décontamination serait donc échangeable avec le tritium de l'eau du circuit primaire : il n'y a donc pas d'échange en profondeur dans le réseau de la résine.

Il est intéressant de noter ici que l'analyse radiochimique de résines (IRN-50) usées provenant du réacteur PWR BR3 a fourni des valeurs de l'AS des résines inférieures de 20 à 60 fois à celles de l'eau du circuit primaire (0,4 mCi.l<sup>-1</sup>). Les résultats expérimentaux semblent donc être en bon accord avec ces observations.

D'autre part, la même expérience, mais à partir de résines ayant été soumises à une dose de 30 krad de rayonnement  $\gamma$  (<sup>60</sup>Co), a montré que l'irradiation ne modifie pas le pourcentage d'échange entre les résines et l'eau tritiée.

### 3.2.4. Expériences de tritiation de molécules organiques provenant des résines

La solubilisation d'une faible fraction des résines soumises pendant 7 jours à la circulation de l'eau du circuit primaire a été démontrée par la détermination du carbone organique en solution dans l'eau stérile du circuit : les valeurs mesurées oscillent entre 50,5 et 59,6 ppm (une valeur de 208,6 ppm a par ailleurs été observée dans le cas d'emploi d'une eau non stérile).

Cette eau enrichie en molécules organiques dissoutes a été concentrée, puis, après addition d'environ 7 mCi d'eau tritiée, répartie dans 7 ampoules de quartz qui ont été soumises à une irradiation neutronique (flux intégré 8.10<sup>16</sup> n.cm<sup>-2</sup>) dans les réacteurs BR1 et BR2 (Mol).

Ensuite, ces solutions irradiées ont été soit distillées (3 X) afin d'éliminer l'excès de THO, soit directement mélangées avec un milieu de culture dans lequel on ensemence des *Scenedesmus acutus* de façon à obtenir une concentration de départ de  $10^6$  cellules par ml. Après trois semaines de culture, la croissance des algues a été mesurée (cellule de Thoma), puis celles-ci ont été séparées par centrifugation, séchées, pesées et enfin comburées afin de déterminer leur teneur en tritium lié organiquement. Le même type d'expérience a été réalisé en mettant en œuvre des résines soumises préalablement à une irradiation  $\gamma$  ( $^{60}\text{Co}$ ), la dose absorbée étant d'environ 30 krad.

Ces expériences ont montré que 0,8 à 2,1 % du  $^3\text{H}$  présent initialement sous forme de THO servaient à la tritiation des molécules organiques en solution dans l'eau utilisée soumises à un flux neutronique intense, l'activité spécifique des molécules tritiées étant de 100 à 300 fois plus élevée que celle de l'eau tritiée. Elles indiquent aussi qu'une très faible proportion (0,08 % à 0,33 %) des molécules organiques tritiées ainsi formées sont incorporées par les algues et que l'irradiation  $\gamma$  préalable des résines diminue cette disponibilité biologique d'un facteur 4 environ.

### 3.3. Action des rejets thermiques et du chlore sur l'activité photosynthétique d'algues planctoniques

Si l'étude in situ de la biomasse et de la production phytoplanctonique révèle des perturbations liées, au moins partiellement, aux rejets de la centrale, elle ne donne guère d'indication précise sur les facteurs impliqués.

L'expérimentation en laboratoire permettant un contrôle des divers facteurs peut apporter des réponses aux problèmes posés. Le système expérimental utilisé se base sur l'isolement d'algues planctoniques à partir de l'eau de Meuse; ces souches sont maintenues en culture dans des conditions aussi proches que possible de celles du milieu naturel (composition du milieu de culture, éclairage,...) et permettent d'étudier l'action de divers facteurs ou perturbations sur l'activité photosynthétique des algues. Cette activité a été mesurée par la variation de pH provoquée par l'assimilation du  $\text{CO}_2$  en milieu clos, à la lumière. On a pu ainsi étudier l'effet de l'intensité lumineuse, de la température, des chocs thermiques et surtout du chlore libre sur le taux d'assimilation net de carbone de quelques espèces d'algues, dont une algue verte (Chlorophycée) et une diatomée bien caractéristiques du phytoplancton de la Meuse (Boseret, 1984).

Un premier résultat est la mise en évidence d'un comportement bien différencié vis-à-vis de la température, correspondant à ce que l'on connaît des fluctuations saisonnières du phytoplancton dans la Meuse. Par exemple, la diatomée *Stephanodiscus hantzschii* présente un maximum photosynthétique à  $15^\circ\text{C}$ , suivi d'une décroissance pour des températures supérieures, surtout à partir de  $25^\circ\text{C}$ . Par contre, c'est à cette température de  $25^\circ\text{C}$  que l'algue verte *Dictyosphaerium ehrenbergianum* atteint son optimum. On remarque pour toutes les souches testées, une décroissance très nette de la photosynthèse à  $30^\circ\text{C}$ .

Ces différences de comportement se retrouvent au niveau des intensités lumineuses: la gamme d'intensité optimale pour *Dictyosphaerium*, espèce typiquement estivale dans la Meuse, est largement supérieure à celle des diatomées testées.

Une fois ces conditions optimales définies, l'effet des concentrations en chlore a été testé principalement sur *Dictyosphaerium* et également, mais de façon moins complète, sur *Stephanodiscus*. Les résultats peuvent être synthétisés comme suit:

- à une même température et pour un même temps de contamination, l'inhibition du taux de production augmente de façon linéaire en fonction de la concentration en chlore (fig. 29);
- à une même température et à une même concentration, l'inhibition augmente de façon exponentielle en fonction du temps de contamination (fig. 30);
- pour les deux espèces testées, on atteint déjà une inhibition maximale après 10 à 20 minutes, pour la concentration la plus faible ( $0,05\text{ mg Cl}_2.\text{l}^{-1}$ ); *Stephanodiscus* semble plus sensible à l'effet du chlore, aussi bien en ce qui concerne la concentration que pour le temps de contamination (fig. 31);
- après une contamination, on assiste à une restauration progressive de l'activité photosynthétique des algues et ce, de façon linéaire en fonction du temps; cette restauration est toutefois relativement longue: pour une inhibition de départ de 50 %, la récupération complète n'a lieu qu'après 3 h; des temps plus longs encore sont nécessaires pour effacer les effets d'une inhibition de 100 %.

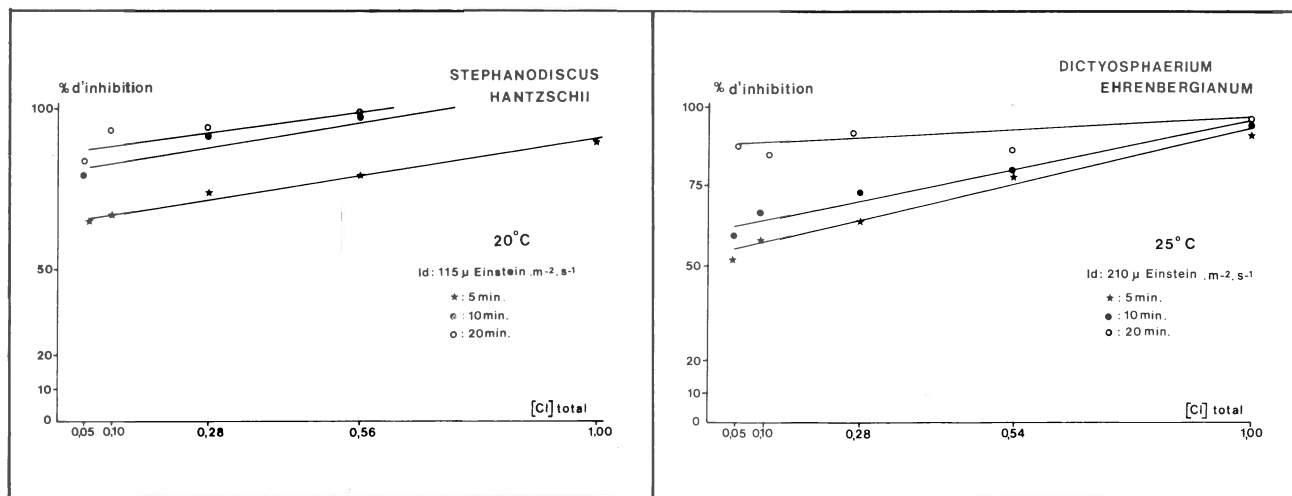


Figure 29 : Relation entre la concentration en chlore total et le degré d'inhibition du taux d'assimilation de CO<sub>2</sub>, pour les deux espèces d'algues planctoniques testées.

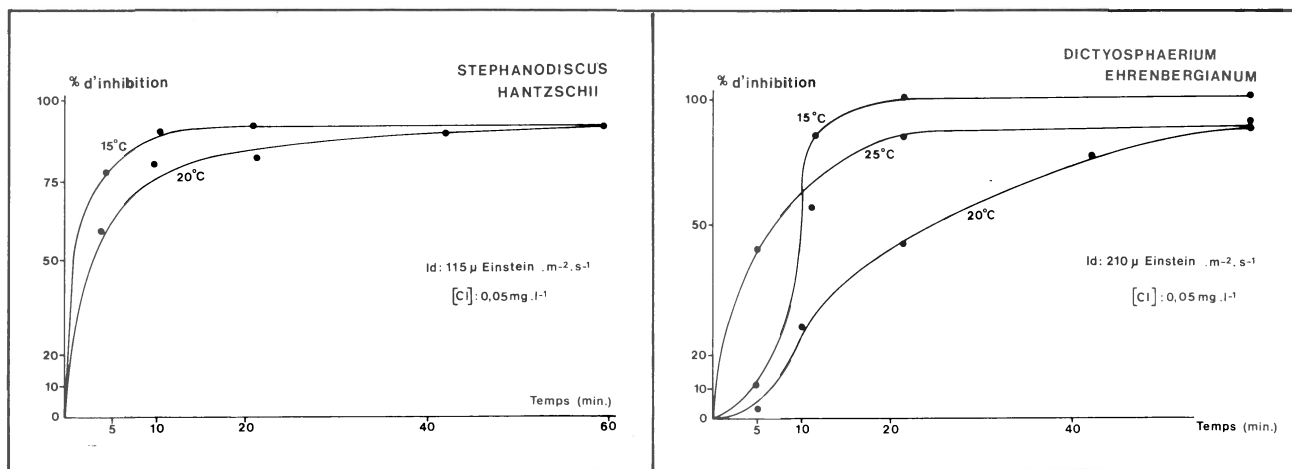


Figure 30 : Relation entre le temps de contamination et le degré d'inhibition du taux d'assimilation de CO<sub>2</sub>, pour les deux espèces d'algues planctoniques testées, à différentes températures et pour une concentration en chlore total de 0,05 mg  $\cdot$  l<sup>-1</sup>.

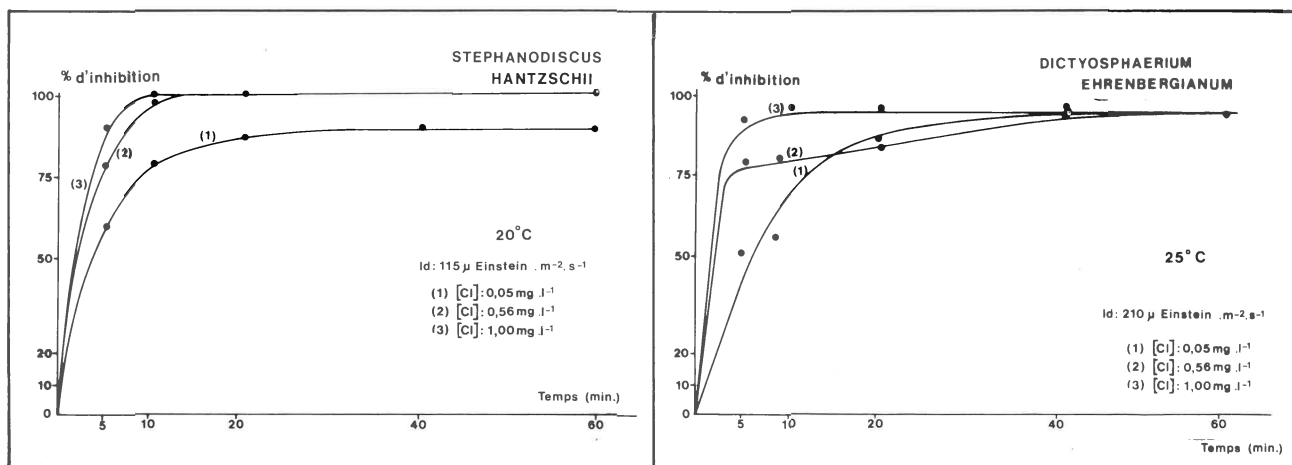


Figure 31 : Relation entre le temps de contamination et le degré d'inhibition du taux d'assimilation de CO<sub>2</sub>, pour les deux espèces d'algues planctoniques testées pour différentes concentrations en chlore total.

Enfin, l'effet de chocs thermiques a aussi été expérimenté : on observe également, pour les deux espèces précitées, une inhibition de l'ordre de 80 %, qui ne semble cependant pas varier pour des réchauffements compris entre 3 et 5° C.

La synthèse de ces quelques expériences sur des espèces planctoniques de la Meuse démontre bien l'impact potentiel des rejets des centrales thermiques, en particulier l'action perturbatrice des températures élevées, des chocs thermiques et du chlore, qui peuvent expliquer des effets observés dans les études écologiques in situ.

### 3.4. Détermination de la température létale pour quatre espèces de macroinvertébrés

En relation avec le réchauffement prévisible des eaux de la Meuse, il a paru intéressant de préciser la température létale de quelques espèces répandues de macroinvertébrés appartenant au groupe des Crustacés et des Mollusques. Ces organismes ont été prélevés parmi les populations naturelles de la Meuse et acclimatés pendant une semaine à une température proche de celle du milieu naturel lors du prélèvement à savoir 15-16° C pour les Crustacés et 26° C pour les Mollusques. L'objectif était de rechercher les températures létales (TL) pour 50 % des organismes soumis à des températures plus élevées pendant 24 h (Donatti, 1981 ; Jacquemin, 1982). Les résultats expérimentaux sont traités par la méthode des « probits » développée par Finney (1971).

Chez le crustacé *Atyaephyra desmaresti*, la TL 50/24 h est de 24° C après acclimatation à une température de 15° C.

Chez le crustacé *Asellus aquaticus*, la TL 50/24 h est en moyenne de 30,4° C pour une température d'acclimatation de 16° C. En ce qui concerne les femelles ovigères, leur TL 50/24 h est de 31° C.

Chez les mollusques acclimatés à 26° C, on constate que les TL 50/24 h sont très élevées, soit 33° C pour le bivalve *Dreissena polymorpha* et 36° C pour le gastéropode *Bithynia tentaculata*.

On peut conclure de ces données expérimentales que le fonctionnement actuel de la centrale de Tihange, qui se traduit par un réchauffement modéré de l'eau de la Meuse, ne devrait pas mettre directement en péril les populations de ces espèces de macroinvertébrés.

## 4. CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET PERSPECTIVES

### 4.1. Impact des rejets thermiques et chimiques

#### 4.1.1. Qualité physico-chimique des eaux de la Meuse

D'une façon générale, on constate relativement peu d'influence des rejets de la centrale de Tihange sur la qualité des eaux de la Meuse, du moins à l'aval immédiat après mélange des eaux. Cependant, en dessous d'un débit de 200 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, l'activité de la centrale (Tihange 1 et Tihange 2) se traduit généralement par un réchauffement de la Meuse de l'ordre de 2° C. La différence amont - aval peut atteindre un maximum situé entre 4 et 5° C en débit d'étiage.

On peut aussi mettre en évidence, à l'arrière-saison, des diminutions, généralement faibles, de la teneur en oxygène dissous, ainsi qu'une augmentation des concentrations en nitrites. Ces modifications, qui témoignent de perturbations fonctionnelles de l'écosystème, sont cependant difficiles à apprécier sur la base de mesures ponctuelles et instantanées comme celles effectuées au cours de la présente étude. Elles devraient plutôt être étudiées par d'autres techniques, comme la mesure en continu, qui procureraient une meilleure connaissance du milieu, pouvant à terme permettre d'établir une modélisation mathématique.

Il reste également difficile d'évaluer l'impact des rejets de la centrale plus loin en aval d'Ampsins-Neuville, où l'échauffement des eaux interagit de façon complexe avec d'autres pollutions industrielles et domestiques. Quoi qu'il en soit, les nombreuses analyses effectuées mettent en évidence des problèmes de qualité de l'eau dans l'ensemble du secteur étudié ; en particulier, les phosphates et l'ammoniaque atteignent des concentrations supérieures aux normes A2 de la C.E.E., la fréquence de ces dépassements étant surtout élevée pour les phosphates. Mais ces phénomènes ne peuvent en aucun cas être imputables aux rejets des centrales ; la dégradation générale s'accroît en fait nettement dans le secteur aval (Ivoz-Ramet et Fragnée).

#### 4.1.2. Impact sur les producteurs primaires (flore algale)

##### Phytoplancton

La composition du phytoplancton ne varie pas de façon significative entre l'amont et l'aval de la centrale. De faibles différences sont cependant observées pour la biomasse phytoplanctonique (quantité totale de plancton, estimée sur base des pigments chlorophylliens): on assiste souvent à une augmentation de cette biomasse pendant la période de croissance printanière; par contre, des diminutions, également faibles, s'observent régulièrement en été et au début de l'automne. Une proportion un peu plus élevée des pigments chlorophylliens dégradés (phéopigments) accompagne la diminution de la concentration en chlorophylle. Cet impact sur la biomasse du phytoplancton est cependant relativement réduit par rapport aux effets souvent drastiques observés plus loin en aval, notamment à Fragnée, où diverses pollutions sont cumulées.

Le transit dans la centrale, au cours duquel des organismes planctoniques sont soumis à un entraînement mécanique, à un choc thermique et éventuellement à l'action de biocides, ne semble guère affecter la biomasse du phytoplancton. En effet, les différences de teneurs en pigments chlorophylliens entre le canal d'amenée et le canal de rejet de Tihange 1 sont rarement significatives.

La comparaison de la production d'oxygène par le phytoplancton en amont et en aval de la centrale montre, comme pour la biomasse, une augmentation durant la période printanière et une diminution en période estivale et automnale. Cette dernière est observée régulièrement et résulte de la combinaison de plusieurs phénomènes, dont certains sont indépendants des rejets de la centrale. L'influence de ceux-ci se manifeste essentiellement au niveau d'une inhibition de l'activité photosynthétique du phytoplancton. Cette évolution défavorable de la production primaire en aval d'Ampsin-Neuville peut expliquer partiellement les diminutions de concentration en oxygène constatées à l'arrière-saison. Néanmoins, son incidence au niveau du bilan d'oxygène du fleuve ne peut encore être déterminée avec précision avec les données actuellement disponibles.

De même les causes de la diminution de l'activité photosynthétique du plancton sont encore à rechercher: il est difficile, sur base des mesures réalisées en Meuse, de dégager l'action prépondérante de l'une ou l'autre variable de l'environnement. Des expériences en laboratoire ont cependant bien démontré l'impact potentiel, sur des algues de la Meuse, du chlore résiduel, même à des concentrations très basses ( $0.05 \text{ mg.l}^{-1}$ ) et pour des temps de contact de l'ordre de quelques minutes. Des effets thermiques peuvent éventuellement jouer, mais l'expérimentation doit encore être développée pour éclaircir ces problèmes.

##### Microphytobenthos

La croissance du microphytobenthos (algues microscopiques fixées) est parfois stimulée de façon significative en aval de la centrale. Elle est par contre régulièrement réduite plus loin en aval (Fragnée), où diverses pollutions sont cumulées.

L'étude des peuplements de diatomées et l'application de différentes méthodes destinées à mettre en évidence des altérations dues aux pollutions montrent des dégradations sensibles en aval de la centrale à l'arrière-saison. Celles-ci ne peuvent cependant être imputées aux seuls rejets de la centrale de Tihange.

De façon générale enfin, il faut de nouveau souligner que le degré de pollution augmente fortement d'amont en aval dans toute la Meuse liégeoise proprement dite, en particulier entre Fragnée et Hermalle-sous-Argenteau.

#### 4.1.3. Impact sur les consommateurs (macroinvertébrés et poissons)

Au niveau de cette faune aquatique, les différences qualitatives observées entre l'amont et l'aval sont faibles. La plupart des macroinvertébrés benthiques se retrouvent en amont comme en aval de la centrale: seuls quelques taxons peu fréquents et représentés dans les prélèvements par quelques individus, voire un seul, sont observés uniquement soit en amont, soit en aval. Il en est de même pour la faune ichtyologique, dont la composition qualitative ne subit aucune modification suite au réchauffement de l'eau.

Cependant, les rejets thermiques provoquent des modifications quantitatives de la faune. En général, en amont de la centrale, on constate une plus grande abondance des crustacés (Asellidae et Gammaridae) et de certains insectes (Polycentropidae). En aval, par contre, on observe une plus grande abondance d'un Triclade (*Dugesia tigrina*) et d'un Trichoptère (Ecnomidae), ce qui confirme les résultats des observations antérieures (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982). D'autre part, les phases de développement de certaines espèces sont décalées dans le temps. A certaines périodes de l'année, quelques différences sont observées. Chez les Oligochètes, *Stylaria lacustris* (Naïdidae) présente en amont une abondance maximale au printemps (56 % du total des individus en avril 1981), alors qu'en aval ce maximum est observé à la fin de l'hiver (79 % du total des individus en février 1983). Des études expérimentales préliminaires, portant jusqu'ici sur quatre espèces de macroinvertébrés (deux crustacés et deux mollusques), se sont attachées à déterminer la température létale (TL 50/24 h) pour ces animaux; la conclusion de ces travaux qui mériteraient d'être développés dans l'avenir est que le fonctionnement actuel de la centrale ne devrait pas mettre directement en péril les populations en question.

Le réchauffement de l'eau provoque de légères modifications de la croissance chez différentes espèces. En ce qui concerne les aselles (*Asellus aquaticus*), la croissance printanière reprend avec plus de netteté en aval et la croissance des mâles est plus rapide. Il en résulte que la durée de vie de ces crustacés, de l'ordre d'un an, est légèrement plus courte à l'aval, ce qui réduit les mécanismes de sécurité de cette population. Chez les poissons, la vitesse de croissance, dans le cas de l'ablette, est plus élevée à l'aval pendant la première année; les différences s'amenuisent cependant avec le vieillissement et les ablettes de 4 à 5 ans atteignent approximativement la même taille en amont et en aval. Chez le gardon, la vitesse de croissance ne semble pas être influencée par le réchauffement de l'eau, du moins pendant les deux premières années.

Au point de vue de la reproduction, on constate généralement, chez le gardon comme chez l'ablette, un léger décalage de la gamétogénèse: celle-ci commence et finit plus tôt à l'aval. Toutefois, en 1983, le décalage observé pour la reproduction du gardon est nettement plus élevé, de l'ordre de un mois entre l'amont et l'aval. Ceci met en évidence l'importance de la variation des facteurs climatiques naturels combinés au réchauffement des eaux provoqué par la centrale. L'étude histologique de l'ovogénèse chez l'ablette confirme le décalage amont - aval des cycles de reproduction, accompagné tout au long de l'année d'une résorption des ovocytes plus importante en aval, qui tiendrait plus d'un processus pathologique que normal.

## **4.2. Impact des rejets radioactifs**

### **4.2.1. Contamination des poissons**

En Meuse, on constate que la contamination radioactive des poissons diminue de façon générale par rapport à la première phase de l'étude (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982). En ce qui concerne les isotopes qui restent au-dessus du seuil de détection des appareils, ils ne présentent pas d'activité significativement plus importante à l'aval de la centrale. Parmi les différents radioisotopes recherchés ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ), seul le  $^{137}\text{Cs}$  est mesuré de façon significative chez les poissons de la Meuse, dans les muscles et le squelette, en particulier chez les carnivores comme la perche et le sandre. Les différences entre l'amont et l'aval de la centrale sont peu accusées: les rejets de Tihange semblent donc avoir peu d'incidence sur la contamination radioactive des poissons, qui est d'ailleurs en diminution très nette depuis 1977. Il reste que, dans l'avenir, le problème de la contamination radioactive de la Meuse devra être reconsidéré, en tenant compte à la fois de la mise en marche de l'unité Tihange 3 et des nouvelles centrales électronucléaires de Chooz.

### **4.2.2. Fixation des radionucléides par l'algue *Scenedesmus acutus***

Une partie du programme visait surtout à déterminer l'impact des effluents rejetés par la centrale de Tihange 1 sur la radiocontamination des algues. Cet aspect a été complété par des expériences sur les cinétiques de fixation et de désorption de certains radionucléides par *Scenedesmus acutus* en fonction du temps et de leurs concentration décroissantes dans le milieu de culture. Cette espèce a été choisie comme matériel biologique parce qu'il s'agit d'une algue répandue d'eau douce, représentative d'un des premiers maillons de la chaîne alimentaire. De plus, la multiplication de ce «végétal-test» est rapide et les conditions expérimentales sont aisément contrôlables.

Les études expérimentales faites sur *Scenedesmus acutus* ont permis de tirer les deux conclusions suivantes :

- Cette algue peut être considérée comme un bon bioindicateur de la radiocontamination des eaux douces. En effet, un équilibre est rapidement atteint entre le milieu extérieur et le milieu cellulaire.
- Toutes les observations faites en conditions contrôlées ne peuvent être extrapolées qu'avec grande prudence; la technique expérimentale « culture en turbidostat » permet toutefois d'obtenir des facteurs de transfert représentatifs des conditions naturelles. Ceux-ci sont de l'ordre de 10 à 50 pour Co, Cs et Tc; ils atteignent les valeurs de 1 000 à 2 000 pour Mn et Fe.

Du point de vue de la radioprotection, les tests biologiques au moyen de cultures expérimentales de *Scenedesmus acutus* n'auront toutefois d'intérêt que s'ils font l'objet d'études complémentaires envisageant les maillons d'une chaîne alimentaire représentative du milieu considéré. A cette fin, il faudrait entamer des études de transfert : algue — mollusque (*Dreissena polymorpha*) — poisson (*Perca fluviatilis*). L'objectif de ces dernières recherches sera d'établir la biodisponibilité des radionucléides préalablement transférés de l'eau vers l'algue.

#### 4.2.3. Organification du tritium

Le processus expérimental utilisé a permis de démontrer que des molécules organiques tritiées se forment à partir d'éluat de résines irradié dans le cœur d'un réacteur nucléaire, en présence d'eau tritiée (THO). On pouvait par ailleurs se demander si le tritium présent dans l'eau du circuit primaire pouvait être fixé par les résines de décontamination et engendrer ainsi des molécules organiques tritiées. Une expérience sur l'échange  $H\text{---résine} + THO \rightleftharpoons T\text{---résine} + H_2O$  a montré qu'après 7 jours de circulation sur résine, la concentration en THO du circuit primaire n'avait pratiquement pas changé, ce qui indique qu'il n'y a pas eu de fixation importante de tritium au niveau de la résine. La détermination de l'activité spécifique de la résine a montré que la valeur observée dans ces expériences variait de 1,3 à 8,9 % de l'activité spécifique de l'eau du circuit primaire. Il est intéressant de relever ici que l'analyse radiochimique de résines de décontamination (IRN-50) usées provenant d'un réacteur PWR (BR3 à Mol) a fourni des valeurs de l'activité spécifique des résines inférieures de 20 à 60 fois à celles de l'eau du circuit primaire. Sont donc confirmés dans la pratique nos résultats qui indiquent que quelques pour cent seulement des H de la résine de décontamination sont échangeables avec le tritium de l'eau du circuit primaire.

L'activité spécifique de la matière organique éluee à partir des résines est respectivement 122 et 289 fois plus élevée que celle de l'eau du circuit primaire de l'installation expérimentale utilisée. On a donc pu reproduire expérimentalement le mécanisme de formation des molécules organiques tritiées à activité spécifique élevée dont une fraction est biologiquement disponible, ainsi que l'a montré la culture de *Scenedesmus acutus* sur les éluats irradiés.

L'étude expérimentale de la formation de molécules tritiées dans le circuit primaire d'un réacteur nucléaire PWR et de leur disponibilité biologique devrait se poursuivre en essayant, d'une part, d'identifier chimiquement les molécules tritiées formées et, d'autre part, de rechercher l'importance comparée des paramètres contrôlant cette formation (quantité de matière organique éluee, concentration en THO, flux neutronique intégré, etc.). La contribution des microorganismes, dont l'étude est ébauchée, devrait être précisée tant par des expériences en laboratoire que par des prélèvements in situ dans les centrales PWR.

#### 4.3. Bilan du programme

Le bilan global des travaux scientifiques réalisés au cours des deux périodes d'étude (1976-1980 et 1981-1984) est dans l'ensemble très positif et ce à divers points de vue.

Soulignons d'abord qu'il s'agissait avant tout d'un **programme de recherches et non d'une « étude d'impact »** au sens habituel du terme. La nuance est importante : en effet l'étude d'impact vise simplement à évaluer l'influence d'une perturbation de l'environnement et, éventuellement, à déterminer si l'impact décelé est acceptable ou non pour le milieu récepteur. Le point de vue adopté par les équipes de recherches au cours du présent programme est différent : si la mise en évidence d'un éventuel impact sur l'environnement reste sous-jacente aux différentes approches, les équipes ont visé avant tout, chacune dans sa spécialité, à approfondir la connaissance fondamentale de l'environnement

concerné. C'est ainsi que l'étude des rejets de la centrale de Tihange a permis de rassembler de nombreuses données sur la biologie et l'écologie de la Meuse. Celles-ci n'ont d'ailleurs pas seulement un intérêt purement scientifique : elles ont également permis de mettre en lumière toute l'importance des processus fonctionnels de l'écosystème dans un tel fleuve. Or ces phénomènes devront être obligatoirement pris en compte dans le cadre d'une politique de gestion orientée vers l'amélioration de la qualité des eaux.

Le développement de diverses approches expérimentales est une autre facette de l'intérêt de programmes de recherches liés à une « étude d'impact ». Elles visent en particulier à comprendre différents processus difficiles, sinon impossibles, à étudier dans le milieu naturel, vu sa complexité intrinsèque. Elles conduisent notamment, au travers de la compréhension fondamentale des phénomènes, à préciser les causes de divers effets observés in situ.

Enfin, il faut encore souligner le fait que les programmes de surveillance et de contrôle actuellement en cours, sous la direction des autorités compétentes, ont très largement bénéficié des recherches réalisées dans le cadre du présent programme.

Les apports principaux de l'étude ont été résumés ci-dessus (§ 4.1 et 4.2) et dans une publication antérieure (in De Clercq-Versele & Kirchmann, 1982). Les faits majeurs que l'on peut retenir sont les suivants :

- **L'estimation de l'impact des rejets thermiques et chimiques** de la centrale de Tihange **ne peut se faire indépendamment de son contexte écologique général** : ainsi, les effets les plus marqués sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux de la Meuse s'observent à l'étiage, particulièrement en présence d'une augmentation des apports en provenance de l'amont (pollution organique, eutrophisation). Dans le même ordre d'idées, on ne peut ignorer la combinaison de l'échauffement des eaux dû à la centrale avec d'autres rejets intervenant dans le secteur aval de la Meuse (rejets thermiques, chimiques et organiques).
- **Les modifications de la biocénose aquatique sont principalement quantitatives** (modifications des populations d'espèces et éventuellement de leur biomasse) **et fonctionnelles** (action sur des processus importants de l'écosystème). De plus, chez certains organismes, en particulier des poissons, des modifications physiologiques (croissance, reproduction) peuvent être détectées par des études approfondies.
- Au fil du temps, **l'impact des rejets radioactifs en Meuse s'est considérablement réduit** : chez les invertébrés et les poissons utilisés comme indicateurs de la radiocontamination, les niveaux d'activité des radioéléments recherchés ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ) sont proches de la limite de détection des méthodes de mesure, de telle sorte qu'actuellement l'impact des rejets de Tihange ne se marque pratiquement pas chez ces organismes.
- Les études expérimentales sur le cheminement de divers radionucléides confirment ou mettent en évidence l'existence d'importants processus. Il s'agit tout d'abord de la concentration rapide par des algues microscopiques de divers radioéléments isolés ou en mélange dans un effluent : ces algues constituent donc une importante voie potentielle de transfert de la radiocontamination et permettent d'étudier le comportement de divers nuclides (cas des radio-cobalt et -césium). Ensuite, l'hypothèse de la fixation du tritium sur des molécules organiques, au sein même du réacteur des centrales PWR, a pu être vérifiée et estimée quantitativement.

Bien sûr, un certain nombre de problèmes sont encore incomplètement résolus. Ainsi, les modifications à long terme de l'environnement ou de certaines composantes de la biocénose aquatique n'ont guère été abordées, ou en tout cas sont difficiles à apprécier en l'absence de données de référence suffisamment précises. Faut-il rappeler ici que l'on ne disposait pas, pour le site de Tihange, d'un « état de référence » (« point zéro écologique ») ? Néanmoins, des données provenant de recherches antérieures sur la Meuse ont pu fournir une référence partielle, du moins pour certains organismes ou certains paramètres écologiques. C'est ainsi que l'on a pu, par exemple, observer une dégradation accentuée des peuplements de mousses aquatiques en aval de l'agglomération liégeoise, coïncidant avec la mise en fonctionnement de Tihange 1.

D'autres questions restent à éclaircir ou à étudier de façon approfondie : c'est le cas, en particulier, de l'activité bactérienne et des processus de biodégradation, de la formation de composés organochlorés suite aux chlorations, et plus généralement de l'étude de l'interaction entre les divers processus physiques, chimiques et biologiques qui déterminent la qualité de l'eau ainsi que le cheminement des polluants chimiques ou radioactifs dans le milieu aquatique. Des réponses adéquates doivent être apportées par des programmes de recherches multidisciplinaires, plutôt que par des missions de sur-

veillance et de contrôle, dont le but est avant tout de vérifier le respect des normes établies par les pouvoirs responsables.

Enfin, on ne pourrait conclure cet ouvrage sans évoquer la collaboration effective entre, d'une part, les responsables et les équipes scientifiques et, d'autre part, les exploitants de la centrale. Ceux-ci ont en effet accepté le dialogue avec les chercheurs, participé aux études et à l'interprétation des résultats tout au long du programme et même assuré la maintenance d'installations expérimentales sur le site de la centrale.

Un tel exemple — probablement unique en Wallonie — devrait être suivi par d'autres industries et sur d'autres sites, non seulement en raison de son intérêt pratique au niveau de la réalisation des études, mais aussi parce qu'il permet aux deux parties en présence de prendre conscience de certaines réalités: pour l'exploitant, de sa responsabilité vis-à-vis de l'environnement et, pour les chercheurs, de l'existence des impératifs économiques et sociaux de la production d'énergie.

## 5. BIBLIOGRAPHIE

### 5.1. Publications et mémoires

- BILLEN G., DESCY J.-P., SERVAIS P. & SMITZ J., 1984. Etude écologique de la Haute Meuse et modélisation du fonctionnement de l'écosystème aquatique. Ministère de la Région Wallonne pour l'Eau, l'Environnement et la Vie Rurale, 2<sup>e</sup> rapport d'avancement, 192 p.
- BOSERET J.-Ph., 1984. Etude de l'effet des rejets d'une centrale nucléaire sur la productivité du phytoplancton. Mém. Lic. Sci. botaniques, Univ. de Liège, 153 p.
- BOURDON M., KIRCHMANN R., BINET J., FAGNIART E. & COLETTE A., 1984. Bilan de l'utilisation des cultures d'algues pour la détection des radioéléments présents dans les effluents des installations nucléaires. In Proc. Workshop UIR-CCE « Role of microorganisms on the behaviour of radionuclides in aquatic and terrestrial systems and their transfer to man », éd. E. Bonnijns-Van Gelder & R. Kirchmann, Mol, 124-131.
- CHANG W.Y.B. & ROSSMANN R., 1983. Effects of power plant entrainment on phytoplankton response. Comm. XXVI<sup>e</sup> Congrès SIL, Lyon (France), 8 p.
- COSTE M., 1976. Contribution à l'écologie des diatomées benthiques et périphytiques de la Seine: Distribution longitudinale et influence des pollutions. *Soc. Hydrotechn. France*, 3 (9): 1-7.
- DE CLERCQ-VERSELE H. & KIRCHMANN R. (éd.), 1982. L'impact des rejets de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) sur l'écosystème Meuse: cinq années d'études in situ et d'approche expérimentale (1976-1980). *BLG 555* (Mol), 54 p.
- DESCY J.-P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedw.*, Beih. 64: 305-323.
- DESCY J.-P., 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: « La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques », éd. P. Pesson, Gauthier-Villars, Paris, 169-194.
- DESCY J.-P. & MOUVET C., 1984. Impact of the Tihange nuclear power plant on the periphyton and the phytoplankton of the Meuse River (Belgium). *Hydrobiologia*, 119: 119-128.
- DEVRESSE B., 1984. Etude histomorphométrique de la reproduction de l'ablette (*Alburnus alburnus* L.) en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. Mém. Lic. Sci. zoologiques, F.N.D.P. Namur, 144 p.
- DONATTI O., 1981. Etude de la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti* (Millet) de la Meuse. Mém. Lic. Sci. nat. appliquées, U.C.L., 108 p.
- FINNEY D.J., 1971. Probit analysis. Cambridge University Press, 3<sup>e</sup> éd., 333 p.
- FOULQUIER L., 1979. Etude bibliographique sur la capacité et les modalités de fixation du radiocésium par les poissons. *Bibliographie CEA-BIB*, 231 (2): 124-360.
- GILLET A., 1982. Etude de la croissance du gardon (*Rutilus rutilus* (L.)) en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange: influence des rejets thermiques. Mém. Ingénieur agronome, U.C.L., 122 p.
- GILLET A., MICHA J.-C., REYDAMS A. & MEURISSE M., 1984. Incidence des repeuplements dans la population des gardons (*Rutilus rutilus* (L.)) en Meuse. *Cybiuim*, 8 (3): 51-61.
- JACQUEMIN R., 1982. Etude comparée d'*Asellus aquaticus* (L.) en Meuse en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. Recherches des températures létales pour *A. aquaticus*, *Dreissena polymorpha* (Pallas) et *Bithynia tentaculata* (L.). Mém. Lic. Sci. nat. appliquées, U.C.L., 110 p.
- KHALANSKI M. & MERLE G., 1975. Influence de la centrale de Porcheville sur la photosynthèse et l'auto-épuration dans la Seine. Résultats des campagnes de mesure 74. E.D.F., Chatou, 51 p.

- KIRCHMANN R. & DUPONT J.-C., 1981. Rôle du tritium dans les rejets d'effluents radioactifs liquides provenant d'installations nucléaires. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 16 (2): 111-136.
- KIRCHMANN R., PIRON C., MEURICE M., FAGNIART E. & SIRONVAL C., 1977. Tritium des effluents liquides d'installations nucléaires. *Ann. Assoc. Belge Radioprot.*, 2 (3): 163-182.
- LANGE-BERTALOT H., 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 51, *Algol. Studies* 21: 393-427.
- LANGE-BERTALOT H., 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedw.*, Beih. 64: 285-304.
- LEE R.-M., 1920. A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. *Fish. Invert. Lond.*, Ser. 2, 4 (2), 32 p.
- LEVESQUE L., 1980. Les rejets d'eaux chaudes des centrales thermiques. Première partie: Etude sur sites des effets sur la vie aquatique. Etude de synthèse. A.F.E.E., Paris, 177 p.
- MEURISSE-GENIN M., REYDAMS-DETOLLENAERE A., MICHA J.-C. & KIRCHMANN R., 1984. Contamination radioactive de la faune aquatique de la Meuse. In Proc. Sem. «Environmental transfer to man of radionuclides released from nuclear installations», C.E.E., Luxembourg, 1: 287-305.
- SIERRA A., 1983. Etude comparée de la reproduction de l'ablette de la Meuse, *Alburnus alburnus* (L. 1758), en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. Mém. Lic. Sci. nat. appliquées, U.C.L., 144 p.
- SMITZ J.S. & LEKIEN B.P., 1982. Modèle mathématique de la Meuse. Comparaison des formules de modulation des rejets thermiques des unités Tihange 1/2/3. Université de Liège, 51 p.
- VAN CRAENENBROECK W., 1982. Pollution pattern surveillance on a river used as a drinking water source: the river Meuse. *Water Res.*, 16: 1577-1589.
- VEIDERS H., 1983. Influence de la pollution thermique sur la croissance de l'ablette *Alburnus alburnus* (L.) en amont et en aval de la centrale nucléaire de Tihange. Mém. Lic. Sci. zoologiques, F.N.D.P. Namur, 166 p.

## 5.2. Rapports d'avancement

- I.H.E.-C.E.N./S.C.K., 1982. Etude de l'impact des rejets provenant des centrales nucléaires de type PWR sur la biocénose dulcicole. Volume VI (janvier 1981 - décembre 1981), 159 p.
- C.E.N./S.C.K., 1983. Idem. Volume VII (janvier 1982 - décembre 1982), 185 p.
- C.E.N./S.C.K., 1984. Idem. Volume VIII (janvier 1983 - décembre 1983), 216 p.

## 6. REMERCIEMENTS

Cette étude a été exécutée grâce au support financier de la Commission des Communautés Européennes; le Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire et le Ministère de la Santé Publique ont aussi mis de précieux moyens à la disposition du programme. La collaboration des exploitants de la centrale de Tihange a été appréciée tout au long de celui-ci et INTERCOM a financé la publication du présent document.

Les remerciements vont aussi aux personnes qui ont collaboré à divers niveaux à la réalisation de l'étude; la plupart sont citées en p. 2; mentionnons aussi le Dr R. Collienne (Station de Traitement des Eaux du Barrage d'Eupen), qui a participé aux analyses chimiques, et Madame A. Mathieu, qui a assuré la dactylographie des versions successives de ce document.

R. KIRCHMANN et al.  
BLG 573 (Février 1985)

L'IMPACT DES REJETS DE LA CENTRALE NUCLÉAIRE DE TIHANGE (BELGIQUE)  
SUR L'ÉCOSYSTÈME MEUSE:  
ÉTUDES IN SITU ET RECHERCHES EXPÉRIMENTALES DURANT LA PÉRIODE 1981-1984

Résumé. - Cette étude multidisciplinaire prolonge les recherches menées depuis 1976 concernant l'impact sur la Meuse liégeoise des rejets d'effluents liquides de la centrale électronucléaire de type PWR établie à Tihange (cfr. BLG 555), la perspective de ce travail étant de servir de modèle pour les eaux courantes d'autres régions ayant des caractéristiques comparables.

La partie des études in situ exposée ici a trait à la physico-chimie des eaux, à la flore algale, aux macroinvertébrés et aux poissons. L'accent est mis plus particulièrement sur le phytoplancton, élément essentiel de la productivité primaire de l'écosystème, et sur la croissance et la reproduction de certains représentants de la faune. Les modifications de la biocénose aquatique mises en évidence sont principalement quantitatives (modifications des populations d'espèces et éventuellement de leur biomasse) et fonctionnelles. De plus, on insiste sur le fait que l'estimation de l'impact des rejets thermiques et chimiques de la centrale doit se situer dans le contexte écologique général de la pollution industrielle et urbaine du secteur considéré. Quant aux rejets radioactifs, leur impact s'est considérablement réduit et l'effet des effluents de la centrale de Tihange ne se marque guère chez les invertébrés et poissons utilisés comme indicateurs de la radiocontamination.

L'aspect expérimental des recherches a été par ailleurs développé. C'est ainsi que s'est vu confirmé l'intérêt de l'algue *Scenedesmus acutus* comme matériel de laboratoire pour l'étude de la fixation de radionucléides provenant d'effluents. Des travaux sur la cinétique de transfert de certains radioéléments ont aussi été poursuivis. Un processus expérimental a montré que des molécules tritiées, dont une fraction est biologiquement disponible, peuvent se former à partir d'éluat de résines irradié dans le cœur d'un réacteur nucléaire, en présence d'eau tritiée. Enfin, afin de mieux circonscrire l'effet des rejets thermiques et du chlore, on a abordé en laboratoire l'étude de son incidence sur l'activité photosynthétique d'algues planctoniques et on a déterminé la température létale pour quelques espèces de macroinvertébrés.

Summary. - This multidisciplinary study constitutes an extension of the research conducted since 1976 on the impact on the Meuse river of the liquid releases from the PWR-type nuclear power plant built at Tihange (cfr. BLG 555), the perspective of this work being its use as a model for the running waters of other regions having similar characteristics.

The part of the in situ studies described here deals with the physico-chemistry of the waters, the algal flora, the macroinvertebrates and the fishes. The phytoplankton, major element of the ecosystem, is particularly stressed as well as the growth and the breeding of some species of the fauna. The modifications of the aquatic biocenosis shown are mainly quantitative (modifications of populations of species and in some cases of their biomass) and functional. Furthermore, it is accentuated that the estimation of the impact of the thermal and chemical releases from the nuclear power plant must be considered in the general ecological context of the industrial and urban pollution of the region under consideration. As far as the radioactive releases are concerned, their impact has noticeably decreased and the releases from the nuclear power plant at Tihange have only little effect on the invertebrates and the fishes used as radiocontamination tracers.

The experimental aspect of the research has been extended. In particular, the interest of the alga *Scenedesmus acutus* as laboratory material for the fixation of radionuclides from releases has been confirmed. Works on the kinetics of transfer of some radionuclides have been continued. An experimental process has shown that some tritiated molecules, a fraction of which being biologically available, may arise from lixivate of resins, irradiated in the core of a nuclear reactor, in the presence of tritiated water. Finally, in view of obtaining a better understanding of the effect of the chlorine and of the thermal releases, the laboratory study of the photosynthetic activity of planktonic algae has been initiated and the lethal temperature for some species of macroinvertebrates has been determined.

Samenvatting. - Onderhavige studie is een verlengstuk van het onderzoek dat sedert 1976 wordt uitgevoerd over de weerslag op de Maas van de lozingen van vloeibare effluënten afkomstig van de PWR-kerncentrale van Tihange (cfr. BLG 555), de opzet van dit werk zijnde te dienen als model voor het stromend water van andere streken met vergelijkbare kenmerken.

Het gedeelte van de in situ studies dat hier wordt behandeld, heeft betrekking op de fysiko-chemie van het water, op de algenflora, op de makro-ongewervelden en op de vissen. De klemtoon wordt meer bepaald gelegd op het fytoplankton, dat een essentieel element is voor de primaire vruchtbaarheid van het ecosysteem en op de groei en de voortplanting van bepaalde vertegenwoordigers van de fauna. De vermelde wijzigingen van de waterbiocenose zijn hoofdzakelijk kwantitatief (wijzigingen van de bevolkingen van species en eventueel van hun biomassa) en functioneel. Daarenboven wordt de nadruk gelegd op het feit dat de raming van de weerslag van termische en chemische lozingen van de centrale zich dient af te spelen in de algemene ekologische context van de industriële en stedelijke verontreiniging van de beschouwde sektor. Voor wat betreft de radioactieve lozingen werd hun weerslag aanzienlijk verminderd en de invloed van de effluënten afkomstig van de centrale te Tihange is in het geheel niet merkbaar bij de ongewervelden en bij de vissen die gebruikt worden als speurders voor stralingsbesmetting.

Anderzijds werd het experimenteel aspect van het onderzoek ontwikkeld. Aldus werd de bevestiging geleverd van het belang van de alg *Scenedesmus acutus* als laboratoriummateriaal voor de studie van de fixatie van radionukliden afkomstig uit effluënten. De werkzaamheden over de kinetika van het transfer van bepaalde radioelementen werden eveneens voortgezet. Via een experimenteel procédé werd aangetoond dat getritieerde molekulen, waarvan een fraktie biologisch beschikbaar is, zich kunnen vormen vanaf harselnat dat bestraald werd in het hart van een kernreaktor, dit in aanwezigheid van getritieerd water. Ten einde de invloed van termische lozingen en van chloor beter te kunnen omschrijven, werd tenslotte een laboratoriumstudie aangevat voor wat betreft de fotosynthetische activiteit van planktonalgen en werd de dadelijke temperatuur bepaald voor enkele species van makro-ongewervelden.



ULg - C.I.C.B.



\*708701353\*

LIBER



62849e

