Communauté de Communes
De Roeschwoog et environs

Agence de l'Eau
Rhin Meuse

27301 RM

EVALUATION DU BILAN SUR LA SAUER DES TRAVAUX D'ASSAINISSEMENT EFFECTUES PAR LA COMMUNAUTE DE COMMUNES DE ROESCHWOOG

RAPPORT FINAL

ENGEES
ECOLE NATIONALE DU GENIE
DE L'EAU ET DE
L'ENVIRONNEMENT
DE STRASBOURG
1 quai Koch BP 1039F
67070 Strasbourg cedex

Juin 2000

L. PAILLARD, D. BELLEFLEUR, C. BECK

SOMMAIRE

INTRODUCTION **5**

I. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE **6**

II. DESCRIPTION DU SITE **7**

II.1. CHOIX DU SITE 7
II.2. SITUATION GÉNÉRALE ET OSSATURE DU RESEAU 7
II.3. SITE DE FORSTFELD 8
II.4. STATION D'ÉPURATION 9
II.5. LE MILIEU RÉCEPTEUR : LA SAUER 10
II.5.1. Occupation du sol *10*
II.5.2. Pluviométrie *11*
II.5.3. Hydrologie *11*
II.5.4. La population et son activité dans le bassin de la Sauer *11*
II.5.5. Qualité physico-chimique de la Sauer et de ses affluents : *12*
II.5.6. Le site d'étude proprement dit (Figure 4) : *12*

III. EVALUATION DE L'EFFET DES REJETS SUR LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE : ÉTAT DE L'ART **13**

III.1. IMPACTS DES RUTP SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR 13
III.1.1. Effets immédiats *14*
III.1.2. Effets différés *14*
III.2. MOYENS D'ÉTUDES DES EFFETS DES RUTP 14
III.2.1. Organismes exposés *15*
III.2.1.1. Gammares 15
III.2.1.2. Daphnies 16
III.2.2. Test sur Daphnie *17*
III.2.2.1. Test de toxicité aiguë 17
III.2.2.2. Test de toxicité chronique 17

IV. MESURES EFFECTUÉES **18**

IV.1. MESURES PHYSICO-CHIMIQUES 18
IV.1.1. Présentation des différents paramètres mesurés : *18*
IV.1.2. Présentation des sondes Solomat : *20*
IV.1.3. Mise en place des sondes Solomat : *22*
IV.1.3.1. Equipement du site de Forstfeld 22
IV.1.3.2. Equipement du site de la STEP 23
IV.1.4. Calibration des sondes selon chaque paramètres : *24*
IV.1.5. Mise en place des sondes et mesures de suivi et de contrôle : *25*
IV.1.6. Les différentes campagnes de mesures des sondes Solomat : *28*
IV.1.7. Suivi physico-chimique hebdomadaire *29*
IV.1.8. Analyse des métaux dans les sédiments et les eaux de la Sauer *29*
IV.2. MATÉRIEL BIOLOGIQUE 29
IV.2.1. Démarche adoptée *29*
IV.2.2. Matériels et méthodes *30*
IV.2.3. Gammares *30*
IV.2.3.1. Prélèvement des organismes 30
IV.2.3.2. Adaptation aux conditions de laboratoire 30
IV.2.3.3. Structure de l'élevage 30
IV.2.3.4. Maintenance et suivi de l'élevage 31
IV.2.3.5. Test de sensibilité au Cadmium 31
IV.2.4. Daphnies *31*
IV.2.4.1. Les conditions d'élevage 31
IV.2.4.2. Test de sensibilité au bichromate 32
IV.2.5. Tests de toxicité in situ *32*
IV.2.5.1. Protocole d'exposition 32
IV.2.6. Description du système d'exposition *33*

IV.2.6.1. En amont des rejets de la station (Cr) 33
IV.2.6.2. En aval des rejets de la station (Ca et T) 33
IV.2.7. Tests de toxicité en laboratoire *33*
IV.2.8. Tests de toxicité aiguë sur daphnies *34*
IV.2.9. Tests de récupération sur daphnies *34*

V. ANALYSE ET DISCUSSION DES MESURES PHYSICO - CHIMIQUES 35

V.1. CARACTÉRISATIONS DU REJET DE LA STEP 35
V.1.1. Approche analytique *35*
V.1.2. Etude de son bassin versant *47*
V.1.3. Conclusions *49*
V.2. CARACTÉRISATION DES EFFETS IN SITU DES REJETS DE LA STEP : EXISTENCE, NATURE ET QUANTIFICATION 50
V.2.1. Caractérisation à partir du suivi physico-chimique *50*
V.2.2. Campagnes de temps sec à Roppenheim amont et aval *61*
V.2.3. Campagnes de temps de pluie à Roppenheim amont et aval *64*
V.2.4. Evolution de l'indice de qualité de sur la Sauer *69*
V.2.5. Conclusion *70*

VI. CARACTÉRISATION À PARTIR D'EXPOSITIONS D'ORGANISMES EN CAGE 70

VI.1. EFFET DES CONDITIONS PRÉ ET POST OPÉRATOIRES SUR LA MORTALITÉ DES DAPHNIES 70
VI.2. EXPOSITION DES DAPHNIES 71
VI.2.1. Analyse de la mortalité *71*
VI.2.2. Les facteurs explicatifs des mortalités observées *75*
VI.2.3. Conclusion *76*

VII. CONCLUSION GÉNÉRALE 78

Liste des abréviations

CEMAGREF : Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural des Eaux et Forêts

DBO5 : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DO : Oxygène Dissous

ENGEES : Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

MES : Matières En Suspension

NTU : Nephelometric Turbidity Units (unité normalisée exprimant la turbidité d'une solution)

RUTP : Rejets Urbains par Temps de Pluie

STEP : Station d'EPuration

INTRODUCTION

La pollution due aux effluents des agglomérations en période pluvieuse semble constituer un frein majeur à la réhabilitation de certains milieux naturels fragiles, notamment maintenant que la pollution due aux eaux usées est très atténuée. Elle se traduit par une dégradation notable de la qualité des eaux dans de nombreuses rivières. L'ensemble des collectivités locales (communes, syndicats intercommunaux, départements, régions) est concerné par ce problème qui est accentué selon qu'il y a réutilisation de l'eau pour l'alimentation ou que des objectifs élevés en terme de qualité des eaux ont été assignés.

Bien que le problème soit toujours d'actualité, la prise de conscience de l'importance d'une protection des milieux récepteurs aquatiques est visible dès l'époque romaine.

En effet, il est « fait injure contre les bonnes moeurs si quelqu'un ... infecte les eaux, souille les canaux, les réservoirs ou quelque autre chose pour faire injure au public. On a coutume de sévir avec force contre de tels crimes. » (Sententiae Digeste, Livre V XLVII, II, in Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1995a))

Puis ce sont nos voisins les britanniques qui les premiers s'investissent dans la protection des milieux naturels :

- ⇨ en 1558, le parlement anglais édicte la première loi nationale pour la prévention des pollutions de l'air et de l'eau ;
- ⇨ à partir des années 1830, la pollution des cours d'eau britanniques est reconnue, mais ce n'est que 10 à 20 ans plus tard que la transformation de l'économie britannique, l'industrialisation et la migration des ruraux vers les villes vont imposer la réalisation des premiers grands travaux d'assainissement.
- ⇨ au début du XX^{ème} siècle, le lien entre la qualité d'un effluent et la qualité de son milieu récepteur est établie (8è rapport de la Royal commission on sewage disposal -1912, in Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1995a) et la mesure de la DBO5 est reconnue comme la plus aisément réalisable pour apprécier objectivement la qualité d'une eau. Elle constitue le premier élément d'une définition des normes de rejet à partir des contraintes de protection du milieu. Autoépuration et dilution sont à la base de la réglementation des rejets aux Etats Unis d'Amérique et en Grande-Bretagne.
- ⇨ à partir des années 1950, s'opère une prise de conscience de l'accumulation de polluants toxiques ou difficilement biodégradables et les mécanismes d'eutrophisation des eaux sont identifiés. Ce qui montre *de facto* les limites de l'approche précédente !...

Les eaux urbaines sont donc un facteur important de dégradation des milieux aquatiques. Pour régler ce problème on a longtemps cru qu'il suffisait de récupérer les eaux usées d'origine industrielle et domestique et de les traiter dans des stations d'épuration avant des les rejeter dans les milieux naturels. On sait aujourd'hui que les eaux pluviales peuvent être également très polluées. Les solutions traditionnelles utilisées pour épurer les eaux usées ne peuvent pas toujours être utilisées efficacement pour traiter ces eaux du fait de l'importance des volumes et des débits considérés, ainsi que de la spécificité des charges polluantes.

Aujourd'hui tous les gestionnaires de l'eau s'accordent à reconnaître la dégradation marquée des cours d'eau par les rejets chroniques de pollution liés aux rejets urbains de temps de pluie (RUTP). Aux Etats Unis, les déversements épisodiques sont par exemple reconnus comme l'une des premières sources de détérioration de la qualité des eaux (rapport de l'US-EPA au Congrès en 1994, in Burle, 1995). Cette prise de conscience s'accompagne aujourd'hui d'une plus grande prise en compte dans la législation et dans l'application locale qui en est faite.

De nombreuses équipes de recherches, principalement en Europe du Nord dont la France, s'intéressent à la qualité des eaux pluviales urbaines, en étroite relation avec les services gestionnaires des réseaux d'assainissement. Les études déjà réalisées permettent un début de caractérisation des matières entrant et transitant dans les réseaux, ainsi que des dépôts que l'on y rencontre.

La prise en compte du continuum bassin-réseau d'assainissement-station d'épuration-milieu récepteur n'en est cependant qu'à ses débuts, bien qu'elle soit nécessaire pour une protection efficace des milieux aquatiques. En outre, les campagnes de mesures françaises en cours actuellement portent sur de grands cours d'eau tels que la Seine à Paris ou la Saône et le Rhône à Lyon.

C'est pour cette raison qu'il a été décidé d'effectuer des mesures sur un site rural, afin d'évaluer l'impact des rejets d'un système d'assainissement de petite collectivité sur une rivière, notamment lorsque la conception du système de collecte prévoit la construction de bassin de dépollution.

I. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Le travail présenté ici s'inscrit dans un programme de recherche en "Assainissement et protection du milieu naturel - transfert de pollution et transports solides" dans lequel sont associés les partenaires suivants :

- l'Agence de l'Eau Rhin Meuse (au nom du groupe inter - agences)
- le Centre International de Recherche Sur l'Eau et l'Environnement (CIRSEE – Lyonnaise des Eaux)
- le Service Des Eaux et de l'Assainissement du Bas Rhin
- la Communauté de Communes de Roeschwoog et Environs
- le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche
- la Région Alsace

Il s'agit d'équiper un site alsacien (Communauté de Communes de Roeschwoog, dans le Bas-Rhin) en vue de mesurer le comportement d'un réseau unitaire, d'un bassin d'orage et d'une station d'épuration (STEP) d'une collectivité rurale en temps de pluie et d'évaluer l'impact des rejets, toujours en temps de pluie, sur un milieu récepteur sensible.

Pour correspondre aux besoins de l'étude, le site recherché devait présenter plusieurs critères :
- Un réseau avec déversoir et bassin d'orage
- Une station d'épuration
- Un milieu récepteur unique, pas trop important et de bonne qualité
- Un système d'assainissement rural
- Etre situé à proximité de Strasbourg, pour en permettre le suivi à partir de l'ENGEES..

Les résultats attendus à terme sont l'optimisation du fonctionnement du continuum bassin - réseau d'assainissement -station d'épuration -milieu récepteur par une recherche méthodologique

d'évaluation de l'impact des déversements dans le milieu naturel. C'est en effet cette évaluation de l'impact qui permettra d'établir les critères d'optimisation du fonctionnement du réseau.

Dans ce cadre, le présent rapport porte sur l'évaluation de l'impact des rejets urbains de temps de pluie de la Communauté de Communes sur la Sauer.

II. DESCRIPTION DU SITE

II.1. CHOIX DU SITE

Plusieurs réseaux ont été examinés (Mussig, Rosheim, Bischoffsheim). Il s'est avéré que tous les réseaux ont des connexions intercommunales et celui qui correspond le mieux (ou le moins mal) aux caractéristiques demandées est celui de la Communauté de Commune de Roeschwoog et environs, avec l'étude du bassin d'orage et déversoir d'orage de Forstfeld, de la station d'épuration de Roppenheim et de la Sauer. C'est donc ce site qui a été retenu en accord avec l'Agence de l'Eau Rhin Meuse.

II.2. SITUATION GENERALE ET OSSATURE DU RESEAU

Le site d'étude est situé à une quarantaine de kilomètres au nord de l'agglomération strasbourgeoise et est situé sur le territoire de la Communauté de Commune de Roeschwoog et environs.

Le réseau intercommunal draine les effluents de 7 communes (8 depuis mai 1998). Il est de type unitaire et est composé de deux branches principales :

Un premier collecteur situé au sud est de type gravitaire et draine les effluents des 4 (5 depuis mai 1998) communes suivantes : Auenheim, Rountzenheim, Roeschwoog et Roppenheim (et Neuhausel depuis mai 1998).

Le deuxième collecteur est situé dans la partie nord du site et est de type sous pression. Il draine les effluents des 3 communes suivantes : Leutenheim, Kauffenheim et Forstfeld.

Les exutoires des 2 branches sont situés à proximité et à l'amont du déversoir d'orage situé en tête de la station d'épuration (voir Figure 1).

Sur le réseau, les pentes sont faibles : entre 1 et 3 mm/m. Sa surface imperméabilisée est d'environ 300ha.

Plusieurs stations de pompage, bassins d'orage ainsi que de déversoirs se trouvent sur le réseau. Leurs remplissages et leurs vidanges se font suivant des conditions locales de débit.

Le maître d'oeuvre est le BEREST, l'exploitant la Communauté de Communes avec un contrat d'entretien sur demande passé avec le SDEA.

Le réseau draine enfin un bassin versant essentiellement de type urbain avec une activité industrielle très réduite. Les activités professionnelles dominantes recensées sont en effet des activités de restauration et de commerce avec en particulier des garages automobiles et des petits commerces, sans oublier les activités agricoles de culture et d'élevage. On trouve également des scieries qui ne sont cependant pas raccordées au réseau. La nature de la pollution contenue dans les eaux usées de

temps sec est donc proche de celle d'une eau usée domestique, avec une importance probable des graisses échappées des séparateurs dont doivent être équipés restaurants et garages, ainsi que des toxiques issus des produits d'entretien et de nettoyage. Par temps de pluie, et selon la configuration particulière de chaque site, les garages automobiles, les scieries voire les bâtiments agricoles sont susceptibles d'apporter une charge supplémentaire en matière organique et en micropolluants par rinçage de leur surface d'activité.

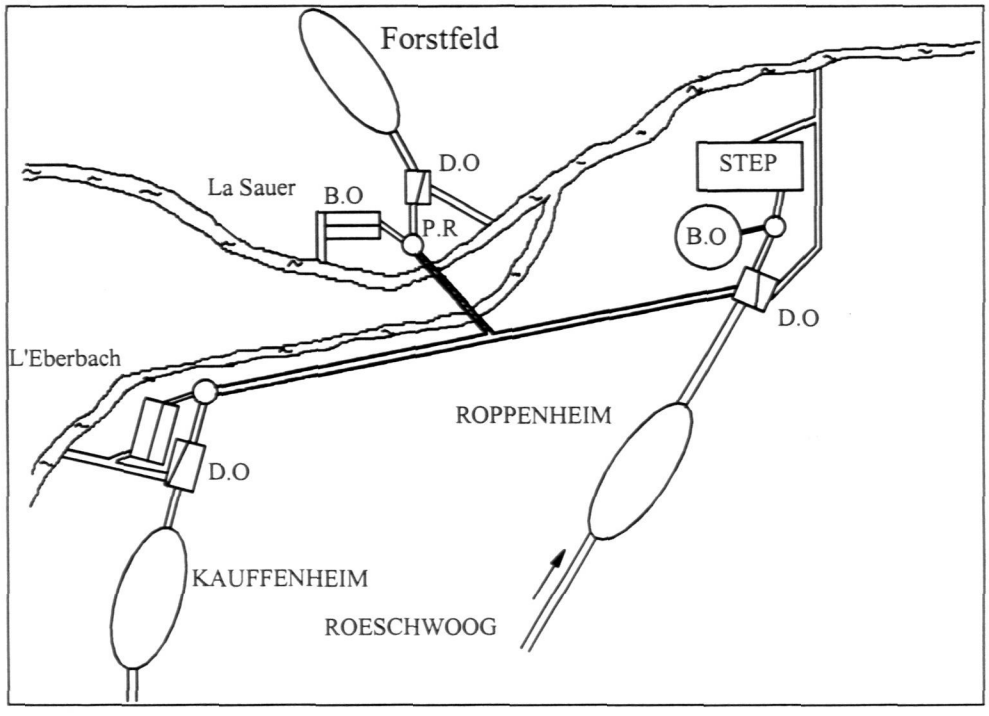


Figure 1 : Site de l'étude, Communauté de Communes de Roeschwoog et environs

II.3. SITE DE FORSTFELD

La commune de Forstfeld a 566 habitants. Elle est située sur la rive gauche de la Sauer, en amont de la confluence avec l'Eberbach. Elle s'étale sur une surface de 35 hectares et est essentiellement rurale. Il n'y a aucune activité industrielle ou artisanale.

La pente moyenne du terrain est de 0.7%. Le coefficient d'imperméabilisation a été évalué à environ 21%. Le temps de concentration au niveau du bassin versant est estimé aux alentours de 20 min (Soudani, 1993).

Pour le dimensionnement, un débit de pointe d'eau pluviale de 1065 l/s est retenu.

Le réseau d'assainissement de Forstfeld est de type unitaire. L'exutoire du réseau (Figure 2) est une station de pompage, équipée d'un bassin d'orage (150 m^3) en dérivation et protégé par un déversoir d'orage. Les eaux sont pompées vers le réseau intercommunal de la Communauté de Communes de Roeschwoog qui les achemine à la station d'épuration de Roppenheim. Comme il n'y a pas de régulation centralisée, le débit de pompage est de 2 l/s lorsque les pompes de Kauffenheim sont en marche et de 12 l/s lorsque les pompes de Kauffenheim sont à l'arrêt (Figure 1).

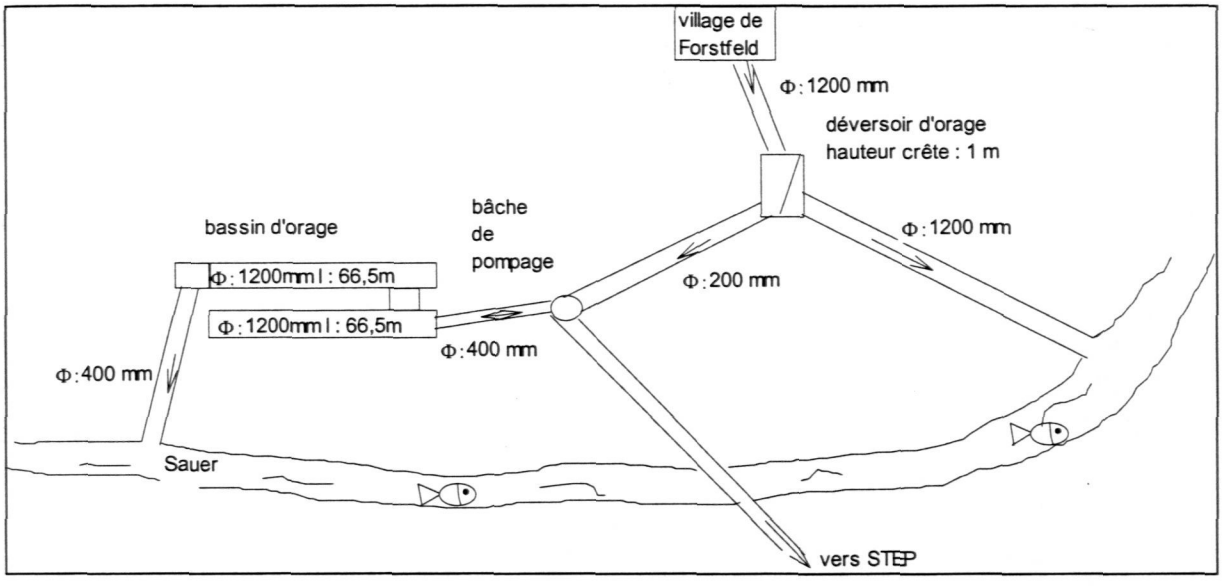


Figure 2 : Exutoire de Forstfeld (d'après Boullanger, 1994)

II.4. STATION D'EPURATION

Une description détaillée est fournie dans le rapport Cemagref (Canler et al. , 1995).

La station d'épuration est située sur la commune de Roppenheim à l'exutoire des deux branches du réseau. Elle est à boues activées en aération prolongée faible charge et a une capacité de 6 000 équivalent habitants.

Les charges journalières de dimensionnement sont :

DBO5 : 324 kg/j MES : 480 kg/j NTK : 78 kg/j

Le niveau de rejet imposé est le niveau e-NK2 soit :

DBO5 : 30 mg/l sur 24 h MES : 30 mg/l sur 2 h NTK : 10 mg/l sur 24h 15 mg/l sur 2h
DCO : 30 mg.l sur 24 h, 40 mg/l sur 2 h

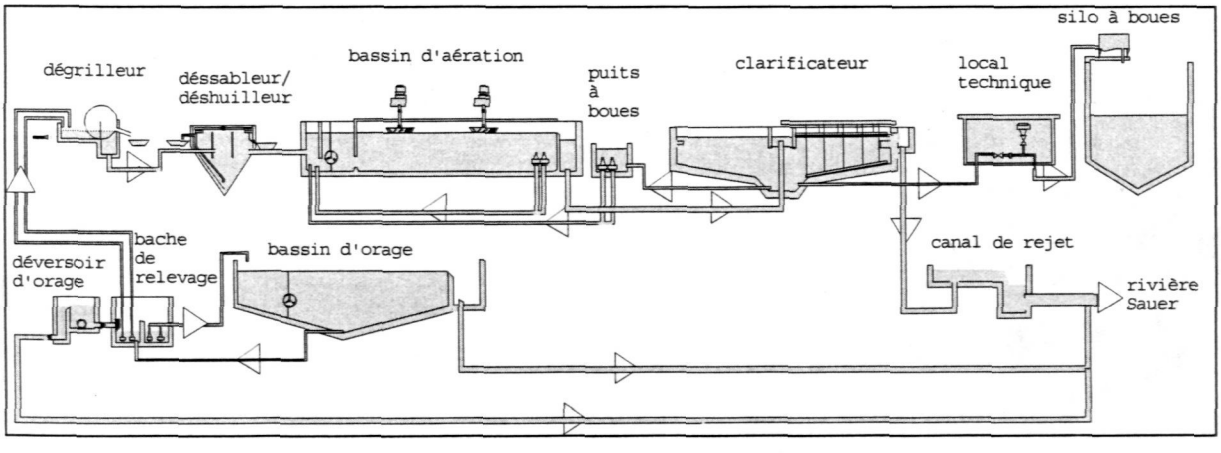


Figure 3 : Schéma général de la Station d'épuration de Roppenheim

La station intercommunale est composée d'un poste de refoulement, d'un bassin d'orage, d'un étage de prétraitement classique représenté par un dégrilleur et d'un dessableur et d'un étage de traitement biologique dimensionné pour traiter la pollution carbonée et azotée (Figure 3).

II.5. LE MILIEU RECEPTEUR : LA SAUER

La Sauer est une rivière qui prend sa source en Allemagne à 305 m d'altitude, et se jette dans le Rhin à 109 m d'altitude, après un parcours de 85 Km dans la partie Nord de l'Alsace.

Son bassin est limité à l'Ouest par le versant Alsacien des Vosges, au Sud par le bassin de la Moder, au Nord par celui de la Lauter, et enfin à l'Est se trouve son exutoire sur la rive gauche du Rhin au niveau de Munchhausen. Entre Seltz et Munchhausen, s'étend un des derniers vestiges de forêt inondable rhénane, souvent appelé à tort le "delta" de la Sauer. En fait, cette zone n'est rien d'autre qu'une portion résiduelle de champ d'inondation du Rhin, d'une grande richesse floristique et faunistique.

La superficie du bassin versant de la Sauer est de 787 km^2.

La pente moyenne de la Sauer est de 2,54 ‰ sur les 5 premiers km, une pente importante apparaît ensuite (20 ‰), puis celle-ci n'est plus que de 1,61 ‰ entre Woerth et l'embouchure de l'Eberbach, pour descendre ensuite à 0,44 ‰ jusqu'au Rhin.

L'Eberbach est l'affluent le plus proche du site d'étude, au niveau de Forstfeld. La surface de son bassin représente 24% de la surface totale du bassin versant de la Sauer (SRAE, 1978). L'Eberbach prend sa source dans des régions où la marne et le calcaire affleurent, ce qui explique l'augmentation de la conductivité de la Sauer lors de sa confluence avec ce dernier.

Un autre affluent important, le Seltzbach, rejoint la Sauer à l'aval du site d'étude et à – km de la confluence avec le Rhin.

II.5.1. Occupation du sol

En Alsace du nord, l'influence climatique est de type atlantique. La végétation potentielle est principalement forestière. Cependant, comme dans beaucoup d'autres régions, l'Homme a fortement modifié l'aspect de la couverture végétale en défrichant les sols favorables aux cultures qui se trouvent principalement sur les loess de la basse plaine rhénane. De même, la forêt climatique a été largement perturbée par une sylviculture intensive.

- **La forêt :** On peut distinguer deux types de forêt:
  - La forêt d'altitude qui se développe à partir de 200 à 250 m au niveau du haut et moyen bassin. Elle représente 53 % de la couverture forestière, soit 26 % de la surface totale.
  - La forêt de plaine qui se trouve dans la région de Haguenau occupe 42 % de la surface du bassin recouverte de forêts, soit 20 % de la surface totale. Cette forêt joue un grand rôle sur les données hydrométéorologiques car elle augmente la pluviométrie moyenne.

- **Les vergers, vignes, broussailles ou houblonnières :** Ils ne représentent que 1,3 % de la surface totale du bassin.

- **Les cultures et prairies :** Elles ont été développées au détriment des forêts sur la couverture loessique de la plaine et couvrent à peu près la même surface que la forêt (49,2 %).

II.5.2. Pluviométrie

Afin de déterminer le régime interrannuel des précipitations, une synthèse des données issues de différentes stations situées à la fois sur le bassin et proches de celui-ci a été effectuée sur une période de 18 années hydrologiques, les résultats sont les suivants:

En considérant seulement les stations situées sur le bassin de la Sauer (Seltz, Betschdorf, Schwarzlach, Dachshubel), la pluviométrie varie entre 800 et 850 mm, sauf pour celle de la station de Schwarzlach, située dans la forêt de Haguenau, qui dépasse les 900 mm. Cette pluviométrie, supérieure à celle de Strasbourg, a une cause orographique. En effet, au nord de l'Alsace, l'influence des Vosges diminue considérablement alors que celle de la Forêt Noire est toujours présente.

II.5.3. Hydrologie

Le régime hydrologique de la Sauer appartient au type pluvial océanique, c'est-à-dire que les hautes eaux sont centrées sur le mois de février, alors que les basses eaux s'étalent en général de juin à octobre-novembre suivant les années.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Liebfrauenthal	2.44	2.74	2.40	2.18	2.14	1.72	1.54	1.39	1.31	1.47	1.64	2.22
Beinheim	5.99	6.74	5.34	4.77	4.53	2.92	2.49	2.20	2.00	2.24	3.23	5.02

N.B.: Surface du bassin versant à Liebfrauenthal: 192km^2.
Surface du bassin versant à Beinheim: 524 km^2.

Débits moyens de la Sauer en m^3/s (période 1966-1982) [SRAE Alsace, 1982]

Les débits moyens annuels sont de 1.94 m^3/s à Liebfrauenthal et de 3.97 m^3/s à Beinheim. Les étiages sont peu accentués du fait des réserves accumulées dans les formations gréseuses. A Forstfeld, juste en amont de la confluence avec l'Eberbach, la Sauer à un débit d'étiage de période de retour deux ans de 1 m^3/s, pour 5 ans de 0.705 m^3/s et pour 10 ans de 0.625 m^3/s.

On constate donc que les débits mensuels moyens de la Sauer sont caractérisés par des variations de faible amplitude; c'est l'action régulatrice des grès sur l'écoulement superficiel qui est déterminante et la corrélation pluie-débit en est faussée.

Cette modération n'exclut cependant pas des inondations sur certains tronçons, en amont de Woerth et surtout entre Forstfeld et Munchhausen.

II.5.4. La population et son activité dans le bassin de la Sauer

La population du bassin est essentiellement une population rurale regroupée en village. L'économie est de type traditionnel: L'agriculture y occupe une part encore relativement importante, l'industrialisation est légère et le tertiaire reste encore à développer. Cette faiblesse de ces deux derniers secteurs et l'attrait de la région industrielle de Karlsruhe expliquent en grande partie le taux élevé de travailleurs frontaliers dans cette région (10% des actifs).

II.5.5. Qualité physico-chimique de la Sauer et de ses affluents :

La qualité de la Sauer, en 1991, était bonne (indice de qualité 1B) en amont de la confluence avec l'Eberbach, et passable (indice de qualité 2) en aval de cette même confluence. On peut aussi noter une dégradation de cette qualité entre 1986 et 1991, notamment sur le tronçon de l'Eberbach situé juste en amont de la confluence avec la Sauer. En effet sur ce tronçon, la valeur de l'indice de qualité est passé de 2 (passable) en 1986, à 3 (médiocre) en 1991.

Qualité physico-chimique de la Sauer : par rapport à l'amont des confluences on constate une forte augmentation de la conductivité. On passe d'une conductivité moyenne de 87,5 µS/cm à l'amont des confluences, à une conductivité moyenne de 374 µS/cm après les confluences. Cela s'explique par ses deux affluents eux même présentant une forte conductivité. De plus la charge organique de la Sauer (DCO, DBO5) a peu augmenté. La DCO moyenne passe de 7,2 mg.O_2/L à Lembach, village situé près de la frontière Allemande au Nord-Ouest, à 10,2 mg.O_2/L à Beinheim, village situé proche de l'exutoire de la Sauer au niveau du Rhin. Cette faible augmentation de la charge organique témoigne d'un bon fonctionnement du pouvoir auto-épurateur de la Sauer.

Qualité physico-chimique de l'Eberbach : on constate une forte conductivité, de l'ordre de 459,3 µS/cm, qui a deux origines. La première est un phénomène géologique, car l'Eberbach prend sa source dans une région où des calcaires ainsi que des marnes affleurent. La seconde est due à l'Eberbach qui dissout et se charge en carbonates et sulfates de calcium. On constate également une forte pollution due aux rejets urbains des villages que l'Eberbach draine. La DCO moyenne est de 14,7 mg.O_2/L.

Qualité physico-chimique du Seltzbach : la conductivité est encore plus élevée que pour l'Eberbach, conductivité moyenne de 932,3 µS/cm, car il prend sa source sur des affleurements de conglomérats de galets calcaires et se charge donc en éléments minéraux. De plus les rejets du trop plein de la source thermale de Merkwiller-Pechelbronn augmentent sa teneur en chlorures et sulfates, et les différents rejets urbains tout au long du Seltzbach contribuent à sa pollution organique.

II.5.6. Le site d'étude proprement dit (Figure 4) :

Sur le site d'étude se situent tous les ouvrages susceptibles de déverser dans la Sauer (bassin et déversoir d'orage, STEP). Cette zone s'étend du pont à l'amont du déversoir d'orage de Forstfeld, après un seuil servant à réguler le niveau de la rivière pour le moulin de Forstfeld, jusqu'à environ 250 m à l'aval de l'exutoire de la STEP.

Au niveau de Forstfeld, se trouve une bâche de pompage qui collecte les eaux usées de Forstfeld et qui les renvoie dans le réseau d'assainissement au niveau de Roppenheim pour qu'ils soient traités par la STEP. Il y a également un bassin d'orage ainsi qu'un déversoir d'orage qui, s'il déborde lors d'événements pluvieux trop importants, rejette les eaux usées et pluviales dans la Sauer. A ce niveau la Sauer a une largeur d'environ 4 m et une profondeur de 0,8 m en période d'étiage. L'eau y est bien oxygénée du fait de la présence du seuil servant à réguler le niveau de l'eau pour le moulin. Elle est également assez agitée du fait de sa faible profondeur et d'enrochements réalisés pour consolider les berges. La confluence avec l'Eberbach se fait à environ 200 m à l'aval de l'exutoire du bassin d'orage de Forstfeld.

Au niveau de l'exutoire de la STEP la Sauer a une largeur de 8 m pour une profondeur moyenne de 1,5 m en période d'étiage. A cet endroit, le cour de la Sauer est plus calme et les phénomènes

d'homogénéisation des eaux sont plus complexes qu'au niveau de Forstfeld du fait de la profondeur de la Sauer.

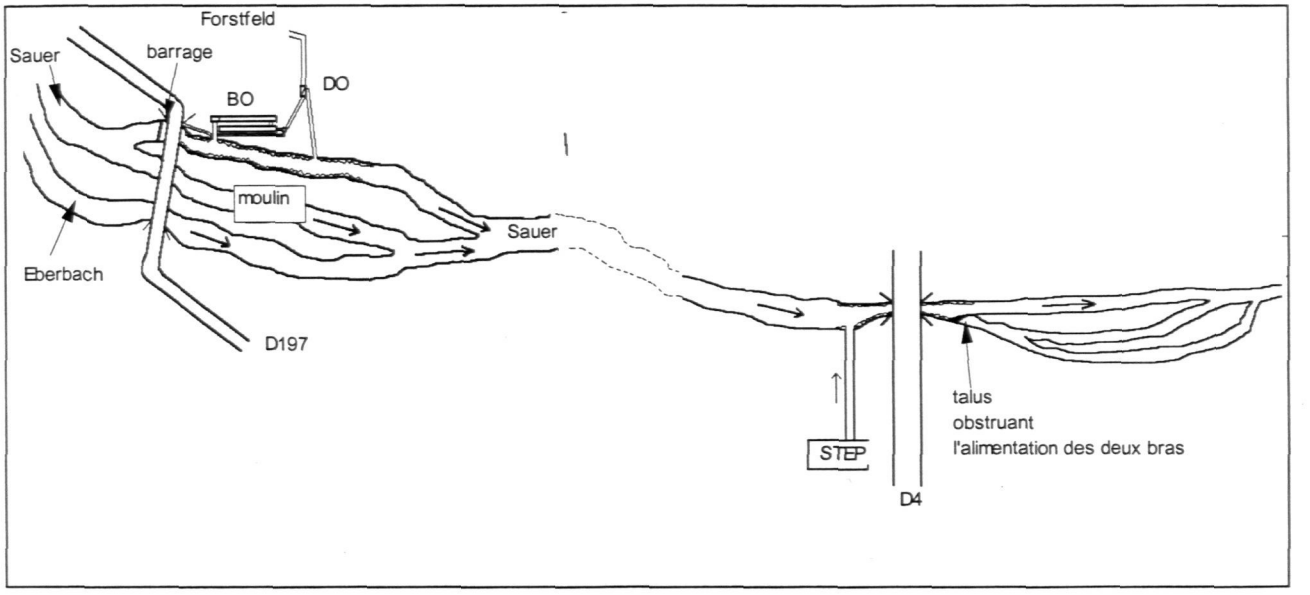


Figure 4 : Schéma de la Sauer au niveau de l'exutoire de Forstfeld et de la station d'épuration (d'après Boullanger, 1994).

III. EVALUATION DE L'EFFET DES REJETS SUR LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE : ETAT DE L'ART

III.1. IMPACTS DES RUTP SUR LE MILIEU RECEPTEUR

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) se distinguent des rejets d'eaux usées principalement par leur discontinuité et par la concentration beaucoup plus forte de certains éléments (MES, métaux lourds, ...).

La discontinuité se traduit par des effets de chocs conduisant à des pollutions passagères mais accentuées, mais aussi par une certaine reprise des dépôts lors des rejets, suivi d'une sédimentation lorsque le surdébit cesse.

La distinction de deux types d'effets, immédiats et différés, ainsi que le caractère discontinu des RUTP conduit à appréhender leur impact d'une manière différente par rapport au temps sec.

Outre la mortalité piscicole, les RUTP entraînent une contamination de différentes espèces de poissons et de mollusques qui peuvent présenter des concentrations en toxiques ou une contamination bactérienne les rendants impropres à la consommation. Par ailleurs la reproduction de certaines espèces peut être altérée.

En ce qui concerne les loisirs, les pollutions par les RUTP peuvent se traduire par des interdictions de baignades (pollution microbienne), qui ont alors des incidences économiques.

III.1.1. Effets immédiats

Le premier effet est l'augmentation de la turbidité causée par l'apport de MES, qui peut provoquer l'envasement du lit, la réduction de l'activité photosynthétique, le colmatage des frayères et la perturbation de l'efficacité respiratoire de la faune piscicole.

Ensuite, l'apport de matière organique conduit à une diminution de la concentration en oxygène dissous en raison de la forte activité bactérienne, consommatrice d'oxygène nécessaire à la dégradation de cette matière organique surabondante. Cette consommation s'ajoute à celle provoquée par l'oxydation de l'ammonium contenu dans l'eau et par celle des dépôts organiques remis en suspension par le courant.

Enfin, d'importantes contaminations bactériennes peuvent être observées. Les micro-organismes vont ensemencer les sédiments, ceux-ci étant remis en suspension lors de l'augmentation du débit. On utilise alors des organismes indicateurs, afin de détecter la présence d'une contamination fécale, à laquelle pourraient être associés des germes pathogènes.

Ce qui caractérise cette forme de pollution, c'est que les effets, pour catastrophiques qu'ils soient, cessent généralement après suppression de la source de pollution. Il n'y a pas de rémanence de la pollution.

III.1.2. Effets différés

Les effets différés sont les plus difficiles à appréhender en raison de la nature des polluants que constituent les métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Cu), les hydrocarbures et d'autres micropolluants organiques. Les principales caractéristiques de la pollution à effets différés sont la persistance et l'accumulation d'un grand nombre de ces polluants au sein de la chaîne alimentaire.

L'eutrophisation fait partie de ces effets différés, due notamment à l'apport excessif de phosphore (éventuellement d'azote) qui provoque un excès de la croissance d'algues ou de macrophytes. La constitution d'un stock de sédiments riches en phosphore peut s'effectuer sur une échelle saisonnière ou annuelle, si la dynamique du milieu le permet.

A la différence des polluants à effets immédiats, les polluants à effets différés sont conservatifs et restent donc dans le milieu. L'impact de la pollution à effet différé doit considérer les charges globales sur une longue période, l'année par exemple.

III.2. MOYENS D'ETUDES DES EFFETS DES RUTP

Pour évaluer directement l'impact des RUTP sur les milieux récepteurs, de nombreuses stratégies ont été mises en place : modélisation du transport de l'eau, des matières en suspension (MES) et des dépôts, mesure et modélisation de la qualité de l'eau (espèces dissoutes et particulaires), échanges à l'interface eau/MES ou eau/sédiment et bioaccumulation/biotoxicité par les organismes aquatiques animaux ou végétaux.

Les mesures physico-chimiques ont bien sûr été utilisées dans cette étude et les résultats en seront présentés. Mais afin d'exploiter les possibilités de bioaccumulation de certains micro-polluants dans des organismes aquatiques animaux et végétaux des recherches se poursuivent entre autre sur l'effet des rejets urbains pluviaux sur les teneurs en métaux des macro-invertébrés benthiques (*Assellus aquaticus* et *Dreissena polymorpha*) placés en cage, ainsi que des végétaux.

III.2.1. Organismes exposés

III.2.1.1. Gammares

- **Biologie des Gammares**

Les *Gammares* sont des crustacés, ressemblant à des crevettes dont la taille adulte peut atteindre 2 cm.

La plupart des populations commencent à s'accoupler en hiver ou au début du printemps et produisent des jeunes au printemps ou à l'été. Chez des animaux de taille adulte, une photopériode de 12 h au moins agit comme stimulus à la reproduction.

La reproduction est obligatoirement sexuée. Lorsqu'une femelle s'approche d'une mue un mâle s'en empare pendant plusieurs jours. En période de reproduction chaque mue est suivie d'une ponte. Puis les femelles pondent des œufs qui sont placés dans une poche incubatrice sous l'abdomen. Les jeunes sont libérés, soit lorsqu'ils atteignent un certain stade de maturité, soit lorsque la femelle est pressée lors de l'accouplement par un mâle. Les femelles peuvent produire jusqu'à 60 jeunes par génération suivant l'espèce et l'âge de la femelle.

Il arrive souvent que sous l'influence d'une substance toxique, les paires se séparent. La concentration en oxygène dissout peut, par exemple, soit induire la séparation des paires, soit inhiber la réunion de celles-ci.

Les *Gammares* sont des organismes opportunistes qui mangent tout ce qui est à leur portée, notamment la nourriture à poisson riches en protéines, comme le Tétra-Min B.

Bien que le genre *Gammarus* puisse survivre et se reproduire à bien des extrêmes, il est sensible aux changements. Il devra donc être soumis graduellement aux conditions d'un élevage.

Gammarus est l'hôte intermédiaire de plusieurs parasites. Ces derniers ne font pas mourir l'animal, mai modifient son comportement de telle façon que ses chances d'être mangés par un prédateur sont accrues. Par exemple l'infection par *Polymorphus minnutus* donne une coloration bleu clair aux *Gammares*, qui sont plus facilement repérable. *Polymorphus paradoxus* rend *G. lacustris* photophile, ce qui fait que les *Gammares* s'agrippent au matériel de surface plutôt que de nager vers le fond pour fuir un prédateur.

- **Représentativité et importance écologique**

Les *Gammares* sont des animaux répandus en bordure de littoral marins, ainsi que les cours d'eau douce, selon les espèces. On les trouve aussi bien dans les eaux courantes que stagnantes, mais toujours dans des eaux présentant une pollution, notamment organique.

- **Précédents toxicologiques**

A cause de sa robustesse et de sa taille, le genre *Gammarus* et plus précisément l'espèce *lacustris* a été au cours des 20 dernières années un organisme populaire d'essais biologiques. Le "Committee on Methods for Toxicity Tests with Aquatic Organisms" (1975) le recommande comme organisme d'essai. A l'aide de cette espèce une variété de substances toxiques et

stressantes ont été testées. *Gammarus lacustris* démontre une gamme étendue de sensibilité à différentes substances, et est qualifié comme animal d'essai idéal, s'adaptant facilement à tous les besoins du laboratoire d'essais biologiques.

Vu son importance dans les chaînes alimentaires le genre *Gammarus* offre aussi des possibilités comme nourriture dans des études de bioaccumulation de substances toxiques chez le poisson.

Actuellement, aucune norme ne définit une quelconque démarche quant à la réalisation de tests de toxicité aiguë ou chronique sur le genre *Gammarus*. C'est donc seulement grâce à des études similaires, notamment celles de McCAHON et de PASCOE (1988) que l'on a pu établir des protocoles expérimentaux.

III.2.1.2. Daphnies

- **Biologie de Daphnia magna**

Daphnia magna est un microcrustacé dont la taille ne dépasse pas 1 à 2 mm.

La *Daphnie* est un organisme filtreur. Les mouvements des pattes thoraciques abondamment ciliées, créent en permanence un courant d'eau entre les valves ; ce courant assure le renouvellement de l'eau au contact des téguments et par conséquent les échanges respiratoires ; ces mouvements servent aussi à filtrer l'eau et à retenir les particules nutritives en suspension. La *Daphnie* en filtrant des échantillons de son environnement s'expose aux déversements de toxiques dans cet environnement, et les accumule par filtration.

La reproduction se fait essentiellement par voie parthénogénétique, ce qui permet d'obtenir un élevage présentant une grande stabilité génétique. En effet les populations de *Daphnie* sont principalement constituées de femelles qui se reproduisent par parthénogenèse, dans des conditions environnementales favorables (température, disponibilité de nourriture, pH, oxygène, lumière...). Par cette reproduction les animaux conservent toujours le même génome. Cette conservation du patrimoine génétique est très appréciable pour les tests écotoxicologiques, car cela limite les variations de sensibilité des organismes aux toxiques.

En revanche, dans des conditions défavorables (température, nourriture, parasite...), les femelles produisent des mâles, elles donneront alors, par reproduction sexuée des oeufs durables. Ces oeufs sont entourés dans la poche incubatrice par une enveloppe protectrice : l'éphippie. L'éphippie assure à ces oeufs une protection remarquable, ce qui permet la perpétuation de l'espèce, mais aussi leur très large dissémination.

- **Représentativité et importance écologique**

Les *Daphnies* sont des animaux d'eau douce, répandues dans les eaux stagnantes ou à cours lent de la zone tempérée de la biosphère, et plus précisément dans les eaux riches en matière organique.

Herbivores ou détritivores, les *Daphnies* assurent une fonction très importante dans les transferts de matières et d'énergies des écosystèmes d'eau douce.

La *Daphnie*, consommateur primaire, est un organisme représentatif du zooplancton filtreur. Elle constitue un maillon important entre le phytoplancton et les consommateurs secondaires.

Elle joue un rôle de régulation des algues phytoplanctoniques dont elle se nourrit, et représente un nutriment indispensable de la faune piscicole et de certains invertébrés (Hydres, Copépodes, Insectes). Par conséquent le comportement nutritionnel et la densité de population des organismes filtreurs sont essentiels pour réguler les populations de phytoplancton et ainsi éviter un déséquilibre de l'écosystème aquatique, notamment l'hypertrophisation.

Par comparaison avec les *Gammares*, les *Daphnies* ont une aire de représentation géographique plus restreinte, et par conséquent une représentation écologique plus faible. Ceci d'autant plus que les *Gammares* sont des organismes autochtones à la Sauer, ce qui n'est pas le cas des *Daphnies*. En revanche les *Daphnies* présentent l'avantage d'être un organisme de laboratoire très répandu, avec de nombreuses références quant à la toxicité de diverses substances chimiques.

Ces deux organismes, *Daphnia magna* pour ses références toxicologiques, et le genre *Gammarus* pour sa forte représentativité écologique sont associés dans cette étude, dans le but d'obtenir des résultats significatifs tant dans le domaine du terrain que du laboratoire.

III.2.2. Test sur Daphnie

Différents critères de toxicité peuvent être retenus pour mettre en évidence une agression :

- → soit l'immobilisation des *Daphnies*, stade qui précède souvent la mort,
- → soit la mortalité,
- → soit encore l'inhibition de la reproduction.

III.2.2.1. Test de toxicité aiguë

Le test d'immobilisation sur daphnie est couramment appliqué en France pour le contrôle des effluents, dans le cadre du dispositif de perception des redevances de pollution par les agences financières de l'eau, mais aussi pour le contrôle de nouvelles substances dans les pays membres de l'OCDE. Ces tests sont utilisés pour prévoir les risques pour l'environnement aquatique résultant de l'élimination de substances chimiques diverses, et pour étudier l'impact des effluents, et éventuellement pour vérifier l'efficacité d'un traitement de dépollution.

L'objectif d'un test de toxicité aiguë est la détermination, dans les conditions définies par la norme NF T 90301 (1983), de la concentration initiale (concentration présente au début de l'essai) qui immobilise 50 % des *Daphnies* mises en expérimentation. Cette concentration est désignée par CI_{50} 24h ou 48h. Ce test normalisé en 1983 a permis d'obtenir de nombreuses références quant à la toxicité de différentes substances. En revanche les données relatives à la toxicité des effluents sont plus rares.

Ce type de test peut être utilisé, en laboratoire pour déterminer la toxicité d'une substance ou d'un effluent.

III.2.2.2. Test de toxicité chronique

Ce test, effectué en laboratoire comme le précédent, consiste à observer l'inhibition de la reproduction d'une population de *Daphnies* pour une durée d'exposition de 21 jours. Les *Daphnies* mères sont exposés à des concentrations croissantes d'effluents, dans des conditions définies de milieu, de température, d'éclairement. Périodiquement, le milieu est renouvelé et une alimentation est fournie en qualité et quantité définies. Les essais sont poursuivis pendant 21 jours,

périodiquement le nombre de daphnies mères survivantes est dénombré; ainsi que le nombre de jeunes produites par *Daphnies* adultes.

Malheureusement, les résultats obtenus par application des méthodes précédentes se sont révélés décevants. On a pu constater d'importante dispersions des résultats concernant différents laboratoires, ou même un seul laboratoire. Ces résultats ont confirmés la nécessité de mieux définir d'une part les conditions des élevages ; d'autre part les conditions de l'essai, notamment en ce qui concerne la nature du milieu, et les conditions de nourriture des daphnies en cours d'essai.

IV. MESURES EFFECTUEES

IV.1. MESURES PHYSICO-CHIMIQUES

IV.1.1. Présentation des différents paramètres mesurés :

L'oxygène dissous (D.O) :

Dans l'atmosphère, l'oxygène représente 21 % du volume des gaz. Dans l'eau la quantité d'oxygène présente dépend de deux séries de facteurs :

→ Les facteurs intervenant pour fixer la quantité maximale d'oxygène que peut dissoudre un volume d'eau :
- la température, facteur de loin le plus important. Plus la température s'élève, moins l'eau peut dissoudre d'oxygène,
- la pression atmosphérique, facteur qui varie selon le lieu où l'on se trouve et selon la météorologie. Plus la pression atmosphérique est élevée, plus la teneur en oxygène que peut dissoudre un volume d'eau augmente,
- la pression partielle de l'oxygène dans l'atmosphère,
- la salinité, qui joue un rôle surtout dans les zones côtières. Plus la salinité est élevée, moins l'eau pourra dissoudre d'oxygène.

→ Les facteurs intervenant pour fixer le taux d'oxygène effectivement dissous dans l'eau:
- apport d'oxygène :
  - photosynthèse des végétaux chlorophylliens,
  - chutes d'eau, mouvement d'eau, aération physique.
- consommation d'oxygène :
  - respiration nocturne des végétaux
  - respiration de la faune aquatique
  - dégradation de matières organiques par des micro-organismes aérobies.

La mesure de l'oxygène dissous peut se faire à l'aide d'un oxymètre ou par analyse chimique. La mesure à l'aide d'un oxymètre est possible grâce à une sonde constituée d'une cellule fermée par une membrane sélective contenant l'électrolyte et deux électrodes platine-argent.

Un capteur de température est souvent associé à la sonde de l'oxymètre pour la compensation en température.

Les résultats sont exprimés soit en quantité présente en mg/L, soit en pourcentage de saturation.

Le pH :

Ce paramètre est important car il régit la grande majorité des réactions chimiques dans l'eau (ammoniac par exemple).

Le pH traduit le degré d'acidité de l'eau et en plus la concentration en ions H+, l'ion cédé au milieu par les acides et captés par les bases.

Deux observations peuvent être faites :

- le pH moyen varie d'une région à une autre essentiellement en fonction de la nature des terrains et des roches traversées,

- le pH en un point donné peut varier plus ou moins fortement. Ceci est fonction de l'importance d'un "système tampon" (calcium + composés carboniques) qui a pour effet de minimiser les variations de certains facteurs, le pH en particulier. C'est ce qui explique que dans certaines eaux peu tamponnées, on peut observer de notables variations du pH.

Le pH peut être mesuré soit par une méthode colorimétrique soit par une méthode électrochimique. La méthode colorimétrique consiste à ajouter un indicateur coloré et de comparer la coloration obtenue à une échelle de teintes préparées à partir d'une solution dont le pH est connu. La méthode électrochimique est basée sur une différence de potentiel entre une électrode de verre et une électrode au calomel saturées plongeant dans la solution à mesurer.

La turbidité : [Norme AFNOR NFT 90-033]

La turbidité est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. La turbidité d'une eau est l'une des manifestations, facilement mesurable de la présence des matières en suspensions (M.E.S) : la lumière est diffusée et absorbée par les particules et les microparticules, alors que dans une eau optiquement pure, elle est transmise en ligne droite.

La turbidité d'une eau n'est pas proportionnelle à sa concentration en M.E.S., il est donc impossible d'établir une corrélation entre la turbidité et la teneur en M.E.S. En effet, la forme, la taille et l'indice de réfraction des divers éléments qui composent les matières en suspensions ont un impact important sur les propriétés optiques de l'eau, alors qu'ils n'ont qu'une faible incidence sur la concentration des matières en suspension.

La turbidité dans un cours d'eau est fonction de la nature du substrat du cours d'eau, de la vitesse d'écoulement et de la nature des rejets qui s'y déversent.

La mesure de la turbidité peut se faire à l'aide de deux méthodes :

- l'effet Tyndall : ce phénomène résulte de la diffusion latérale des rayons lumineux par les particules en suspensions. On mesure à l'aide d'une cellule la quantité de lumière diffractée par les particules présentes dans l'eau.

- l'opacimétrie : les matières en suspensions dans un liquide absorbent certaines radiations en fonction du nombre de particules en suspension, de leur constitution, de l'épaisseur du liquide traversé et de la longueur d'onde de la lumière émise.

La turbidité est le plus souvent exprimée en unité néphélométrique de turbidité, NTU.

La conductivité : [norme AFNOR NFT 90-031]

La conductance spécifique ou conductivité électrique est l'inverse de la résistance, mesurée dans les conditions spécifiées entre les faces opposées d'un cube unité (de dimensions déterminées) d'une solution aqueuse. Pour l'examen de la qualité des eaux la conductivité électrique peut être utilisée pour déterminer la concentration des solutés ionisables présents dans l'eau.

La conductivité est exprimée en Siemens par mètre, S/m (ou µS/cm).

La température :

La température joue un rôle important dans la détermination de l'origine d'une eau et dans l'étude des paramètres physico-chimiques.

C'est un facteur écologique important. Une augmentation de la température a les effets suivants :

- Les effets physico-chimiques :
  - diminution de la densité et de la viscosité de l'eau ce qui a pour effet une meilleur sédimentation des matières décantables,
  - un accroissement de la vitesse de sédimentation,
  - une diminution de la solubilité des gaz, et notamment l'oxygène dissous.
  - une augmentation de la tension saturante à la surface de l'eau, ce qui se traduit par une évaporation accrue

- Les effets biologiques :
  - la plupart des réactions biochimiques sont activées par une élévation de la température, et l'auto-épuration sera favorisée. Il en résultera une consommation accrue en oxygène et donc une diminution de la teneur en oxygène dissous. Ceci aura pour effet d'accumuler des déchets dans le milieu, tels de l'hydrogène sulfuré, du méthane et des matières organiques partiellement oxydées ; les phénomènes de fermentation sont également facilités.
  - on assiste à une augmentation de l'activité biologique et notamment à une prolifération alguale, ce qui contribue à l'étouffement lent du milieu par consommation d'oxygène pendant la nuit et à son eutrophisation,

La température est généralement données en °C.

IV.1.2. Présentation des sondes Solomat :

Pour réaliser le suivi physico-chimique de la Sauer, des sondes multiparamétriques Néotronics Solomat ont été utilisées. Le système se compose de trois éléments distincts, la sonde groupée de mesure, 803 PS, sur laquelle sont fixés les capteurs dont nous avons besoin (Oxygène dissous, pH, température, Conductivité, Turbidité). Chaque capteur est affecté à un canal d'enregistrement via le boîtier de contrôle programmable, WP 4007 ou WP 803, et qui nous permet de visualiser et d'enregistrer les signaux émis par les différents capteurs ainsi qu'une batterie qui confère son autonomie au système.

Il existe deux boîtiers de commande différents pour un seul type de sonde (803PS). Les deux boîtiers différents sont le WP803 (plus ancien) et le WP4007 (plus récent), seul boîtier sur lequel on peut brancher une sonde de pression. Malgré cette différence, le mode de calibration des sondes est sensiblement le même.

La capacité total de stockage des données que ce soit par le boîtier WP 4007 ou WP 803 est de 52 118 données. La durée de vie des batteries est de 7 jours en mode temps sec, et de 4 jours en mode temps de pluie. La batterie est au maximum de sa capacité lorsqu'elle a une charge de 6,50 V, elle ne peut plus faire fonctionner les sondes lorsqu'elle a atteint la limite de 5,60 V

Le boîtier WP 4007 ou 803 est programmable, soit par l'intermédiaire de son clavier de 20 touches soit par l'intermédiaire d'un ordinateur via le logiciel CS6, fourni avec les sondes et qui permet aussi de rapatrier les données enregistrées lors des campagnes de mesures. La calibration se fait à l'aide d'une coupelle de calibration subdivisée en autant de puits qu'il y a de capteurs à étalonner. On utilise les sondes et boîtiers pour différentes campagnes de mesures, soit en temps de pluie soit en temps sec. Ces deux campagne sont distinguées par le pas de temps d'acquisition des données qui est de 1,5 mn pour le temps de pluie et de 5 mn pour le temps sec.

Les paramètres présentés au paragraphe IV.1.1 sont rappelés dans le tableau ci-dessous avec leurs points de calibration respectifs et leur canal d'affectation au boîtier d'enregistrement. Ce sont des paramètres abiotiques fondamentaux et ils sont de plus directement liés à la nature proprement dite des rejets dont ils pourront ainsi caractériser l'effet.

Paramètres et unités de mesure	points de calibration	Canal d'affectation au boîtier d'enregistrement
Température en °C	Pas de calibration	1
pH en unité pH	4 et 7	2
Oxygène dissous en % de saturation	0 et 100	3
Turbidité en NTU (pour les valeurs basses)	0 et 80*	4
Turbidité en NTU (pour les valeurs hautes)	80* et 200 (puis 400**)	5
Conductivité en µS/cm	720 à 25°C	6
Oxygène dissous en mgl^{-1-1}	0 et valeur à saturation	7
Sonde de pression en 4-20 mA	Pas de calibration	8

** : 50 NTU en 1996, ** : en 1998*

Définition des paramètres mesurés par les sondes Solomat

Il convient de souligner que, bien que ne disposant que d'un seul capteur pour l'oxygène dissous, deux canaux ont été paramétrés pour obtenir des valeurs en % de saturation et en $mg.L^{-1}$. Il en est de même pour la turbidité : le capteur est calibré sur deux canaux différents pour nous permettre d'avoir un suivi plus fiable des valeurs de turbidité.

Les caractéristiques des capteurs des sondes, telles qu'elles sont données par le constructeur, sont les suivantes :

Paramètre	Précision	Résolution
Température (°C)	0,15	0,1
pH (U ; pH)	± 0,2	0,01
Oxygène dissous (%)	± 2 *	0,1
Oxygène dissous (mg/l)	± 0,2	0,01
Turbidité (NTU)		
- 0,3 à 100	5 % lect. ± 0,2	0,1
- 50 à 4000	5 % lect. ± 20	1
Conductivité (µS/cm)	2 % lect. ± 0,5	0,1

** : à température d'étalonnage* *lect. : lecture*

Spécifications des capteurs des sondes Solomat (spécifications fournisseur)

IV.1.3. Mise en place des sondes Solomat :

Les sondes ont été mises en place pour la première fois sur le site de Forstfeld et pendant une courte période en 1996 (de début septembre à mi novembre). Leur installation a été plus complète en 1997, de la mi mai à fin octobre, ce afin de couvrir au mieux la période d'étiage et d'éviter les risques de crue qui endommagent le matériel. Une dernière campagne a enfin été réalisée en 1998, de mi mai à début juillet.

Chaque sonde est programmée pour enregistrer une série de données à un pas de temps de 5 minutes, voire de 1,5 minutes par temps de pluie, ce dans la mesure du possible. Les visites sur les sites furent au minimum hebdomadaires, de façon à assurer un suivi minimum et régulier des installations.

IV.1.3.1. Equipement du site de Forstfeld

En 1996, deux sondes furent installées, respectivement en amont et aval des ouvrages de déversement de Forstfeld, selon la Figure 5.

La sonde amont est placée à environ 10 mètres à l'amont du déversoir du bassin d'orage, à l'aval de la chute d'eau provoquée par le barrage de la retenue du moulin de Forstfeld. La sonde aval est positionnée à environ 20 mètres à l'aval du déversoir d'orage, au niveau de l'échelle limnimétrique mise en place à notre demande par le SEMA. La morphologie du lit laisse penser qu'à ce niveau, les eaux rejetées par les deux ouvrages (bassin et déversoir d'orage) sont mélangées de façon intégrale dans la Sauer. Deux petits méandres séparent en effet les rejets du bassin d'orage du point d'analyse, et les eaux du déversoir se jettent dans une dépression du lit de la rivière au niveau de laquelle se créent des tourbillons (observation par temps sec). Cette petite mouille est immédiatement suivie par une brusque remontée du radier.

En 1997, seul le site aval à ces ouvrages fut équipé. En 1998, le site de Forstfeld a été abandonné et seuls, les sites liés à la STEP ont été équipés (voir ci-dessous).

En effet, d'après les premiers résultats de la campagne 1996, le pH et l'oxygène dissous semblent évoluer très peu entre l'amont et l'aval du site de Forstfeld, quelles que soient les conditions météorologiques et sans rejets urbains intermédiaire (rejets non observés). La bonne oxygénation des eaux peut s'expliquer par la présence de la chute d'eau liée au seuil de retenue du moulin et située juste en amont du site de la " sonde amont ". La lourdeur de la maintenance justifiait également de concentrer les efforts sur le site de la STEP.

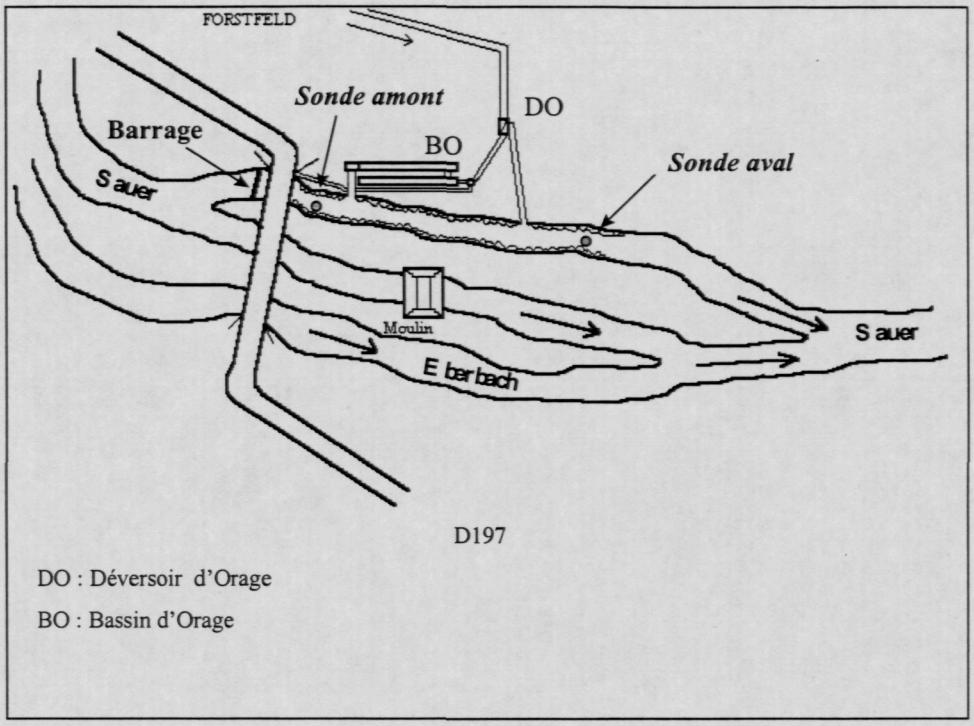


Figure 5 : Schéma de l'implantation des sondes multiparamétriques sur le site de Forstfeld (adapté de Boullanger, 1995)

IV.1.3.2. Equipement du site de la STEP

En 1997 et 1998, une sonde est située à Roppenheim, 40 m en amont des rejets de la STEP, et constitue la référence amont du site (RM). Il n'a pas été possible de prendre la sonde aval du site de Forstfeld comme référence à cause de la confluence de l'Eberbach entre les deux sites. Une autre sonde est située en R1, à 110 m à l'aval de l'exutoire de la STEP(ci-dessousFigure 6).

Le choix du site R1 a été réalisé tel qu'il soit le plus près possible du rejet de la STEP de façon à en percevoir l'effet, mais suffisamment loin pour que la dilution du rejet dans le milieu récepteur soit intégrale. Il a paru souhaitable d'implanter un second site R2 beaucoup plus en aval pour déterminer un effet à plus long terme concernant notamment l'oxygène dissous. Ce site a été déterminé environ 900 m à l'aval du rejet mais n'a pu être exploité que de façon ponctuelle. Il se trouve par ailleurs à une distance probablement insuffisante du rejet par rapport à l'objectif recherché, mais sa localisation est imposée par la prise en compte de considérations telles que le vandalisme, l'accessibilité, les possibilités d'ancrage de la sonde (profondeur et nature du substrat) et les confluences intermédiaires (la première est celle du Seltzbach à 5 km à l'aval du rejet).

Le choix de R1 a été réalisé suite à des études de dilution du rejet dans la Sauer à l'aide de traceurs physico-chimiques naturellement présents dans le rejet. 7 campagnes ont été réalisées avec une large gamme de paramètres analysés : NO_3, NH_4, NTK, NO_2, PO_4, Pt, conductivité et MES. Peu de paramètres se sont révélés opportuns pour cette étude, à cause du rapport des concentrations/débits entre la Sauer en amont du rejet et ce dernier. La concentration en nitrates de la Sauer est par exemple systématiquement supérieure à celle du rejet. D'autre part, les prélèvements étant ponctuels, des différences sensibles doivent apparaître entre l'amont et l'aval immédiat du rejet pour conclure sans trop d'incertitudes. Les paramètres pertinents sont NH_4, la conductivité et dans une moindre mesure, NTK. Ils montrent une dilution intégrale du rejet en surface entre 80 et 100 m à

l'aval du rejet. Une campagne *in situ* réalisée à l'aide d'un conductimètre portable a permis de valider cette observation sur toute la section de la Sauer 100 m à l'aval du rejet.

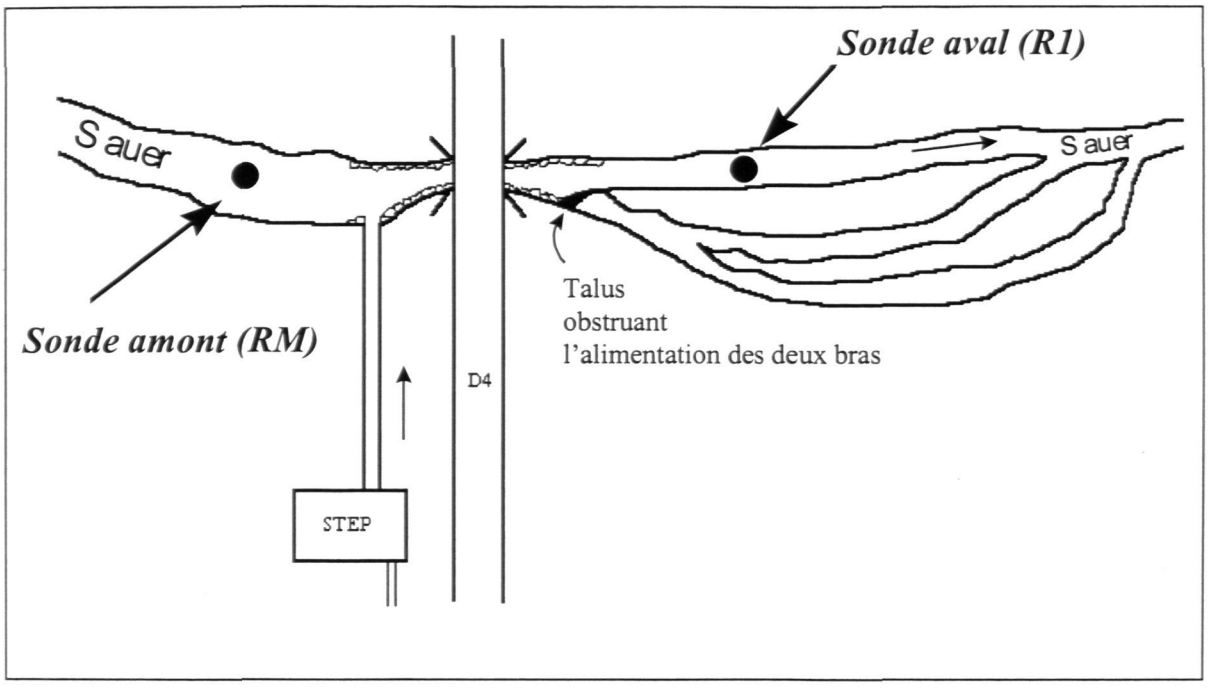


Figure 6 : Schéma de l'implantation des sondes multiparamétriques sur le site de Roppenheim (adapté de Boullanger, 1995)

Enfin, plusieurs capteurs de type turbidimètres, conductimètres, débimètres, pluviomètres ont été installés sur la STEP , sur les déversoirs d'orages et sur les bassins d'orages, permettant en outre de contrôler le fonctionnement de la STEP et les rejets eux-mêmes. La turbidité du rejet est ainsi renseignée par les capteurs en continu qui équipent le canal de sortie de la STEP ainsi que la canalisation de surverse. Les maxima rencontrés sont de l'ordre de plusieurs milliers de NTU (considérons 10 000 NTU), ce qui, avec une dilution minimale du rejet dans la Sauer estimée à un facteur 70 (Q max STEP couramment rencontré = 200 m^3/h, Débit moyen annuel de la Sauer de 3,97 m^3/s à Beinheim) se traduirait dans une estimation très grossière, par des turbidités à l'aval de l'ordre de plusieurs centaines de NTU.

IV.1.4. Calibration des sondes selon chaque paramètres :

Avant utilisation *in situ*, les sondes ont subi des tests de validation en laboratoire. De façon à s'assurer de la qualité des données fournies par les sondes au cours de leur utilisation, un suivi régulier *in situ* est également réalisé, de fréquence minimale hebdomadaire. Un bilan sur l'état de fonctionnement des sondes est enfin réalisé à l'issu de certaines campagnes.

Validation des sondes au laboratoire : Ces tests ont consisté à :

- calibrer les sondes pour chaque paramètre défini pour l'étude *in situ* et vérifier la bonne calibration des capteurs (détection des défaillances)
- calibrer les sondes de façon identique en turbidité et vérifier les mesures fournies aux mêmes points ainsi qu'à d'autres, à des dates ultérieures.

Les points de calibration sont choisis de façon à encadrer/se rapprocher au mieux des valeurs susceptibles d'être enregistrées. Leur choix tient aussi compte des impératifs liés aux solutions étalons utilisables. Les résultats d'analyse des échantillons prélevés toutes les semaines depuis 1995 (voir ci-dessous) donne un éventail des valeurs mesurées dans la Sauer et le rejet de la STEP.

SITE	FORSTFELD AMONT			ROPPENHEIM AMONT			REJET STEP		
Paramètre	min.	max.	moy.	min.	max.	moy.	min.	max.	moy.
T (°C)	-	-	-	8,3	22	9,9	-	-	-
pH (pH)	7,7	8,2	7,9	7,1	8,2	7,5	7,1	8,5	7,9
turbi (NTU)	3	25	8,7	3,6	16,7	5,9	3	245	39,8
Cond (µs/cm)	241	466	330	274	459	388	395	2050	1243,7

Variation des paramètres mesurés chaque semaine sur la Sauer de mai 95 à février 97

Chaque canal doit être calibré, mis à part le canal de la température (Canal 1) et le canal de la sonde de pression (canal 8). Néanmoins il est nécessaire d'attribuer à chaque canal le paramètre qu'il mesure et les unités dans lequel il doit être exprimé.

pH : la calibration de la sonde se fait au pH 7 et 4 avec des solutions tampon (citrate/acide chlorhydrique). La sonde compense en température à 20 °C.

Oxygène dissous : la calibration se fait pour la mesure en % et en $mg.L^{-1}$. Le 0 % et le 0 $mg.L^{-1}$ se font grâce à une solution de sulfite de sodium (Na_2SO_3) à 60 $g.L^{-1}$. La calibration à 100 % se fait dans la coupelle de calibration humidifiée à l'aide de quelques gouttes d'eau distillée, ce qui correspond à de l'air saturé en humidité. Pour la calibration de la saturation en $mg.L^{-1}$ on se réfère à la table de la "solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température et de la pression" donnée par la norme NFT 90-032.

Turbidité : on calibre le canal de la turbidité gamme basse et le canal de la turbidité gamme haute. Il est préférable de commencer la calibration du point bas de la turbidité gamme basse qui est 0 NTU, car cette calibration se fait avec de l'eau distillée. La calibration des autres points se fait avec une solution de formazine ($C_2H_4N_2$) aux valeurs suivantes : 80 NTU pour le point haut de la turbidité gamme basse, 80 NTU pour le point bas de la turbidité gamme haute et 200 NTU pour le point haut de la turbidité gamme haute.

Conductivité : la sonde Solomat compense en température. La calibration se fait avec une solution étalon de chlorure de potassium (KCl) 5.10^{-3} $mol.L^{-1}$ à 720 µS/cm à 25°C.

IV.1.5. Mise en place des sondes et mesures de suivi et de contrôle :

Système de fixation des sondes :

La sonde amont est fixée sur un filin en acier plastifié. Le filin passe dans un anneau, fixé au fond de la rivière par un parpaing et une barre métallique de 1,5 m, et autour d'un tronc d'arbre. Ce système permet de sortir la sonde de l'eau sans être obligé de descendre dans la rivière. Ce système est installé à l'amont car la berge est en pente et le niveau à hauteur de la sonde à l'étiage est de 0,8 m. Ce système nous a permis de nettoyer la sonde lorsque le niveau de la rivière était trop haut.

Pour l'aval c'est un système de fixation composé d'une cage en grillage plastifié fixé au fond de la rivière par deux tiges en "U" ainsi qu'une barre métallique de 1,5 m. Ce système est également utilisé à Forstfeld.

Première exposition des sondes et entretien courant :

Tous les capteurs d'oxygène avaient été changés avant l'installation des sondes.

Durant la première semaine d'exposition des sondes sur le terrain, nous sommes allés quotidiennement sur le terrain pour avoir un suivi fin du début de leur exposition. Cette semaine nous a permis de vérifier :

- que les systèmes de fixation assuraient un maintien correcte des sondes au débit moyen de la Sauer,
- que le fonctionnement des sondes était correct. Cette campagne correspondait à leur première exposition hors laboratoire.
- le niveau d'encrassement des sondes et de déterminer la fréquence des visites sur le terrain à adopter par la suite.

Suite à ces constations faites lors de la première semaine et pour des impératifs techniques comme la durée de vie des batteries et la durée maximale de stockage des données, il a été décidé d'aller sur le terrain 2 fois par semaine.

Suivi de la dérive des sondes Solomat :

L'évaluation de la dérive des sondes comprend une vérification régulière de la stabilité des points de calibration des capteurs, les calibrations n'étant refaites qu'en cas de force majeure (capteur à changer, défaillance de la sonde...), de façon à améliorer la comparabilité des mesures dans le temps par une base de calibration commune associée à un suivi de dérive. Le suivi comprend également une comparaison, au minimum hebdomadaire, des mesures *in situ* fournies par la sonde nettoyée, par rapport aux mesures fournies par des appareils portables de référence. Seule la turbidité ne fait pas l'objet de cette dernière vérification.

Il est à noter que lors de la première campagne de 1996 les sondes ont fait l'objet de (re)calibrations systématiques 1 à 2 fois par semaine, de façon à s'affranchir de la dérive éventuelle des capteurs, *a priori* réduite au regard de la forte fréquence d'étalonnage. Cette dérive a pu être contrôlée à l'occasion des recalibrages.

Ce suivi des paramètres mesurés par les sondes été effectué grâce à des appareils portables de terrain, tous munis d'une compensation en température :

- un oxymètre digital CG 867. Il fonctionne selon le principe de Clark avec une cathode en platine et une anode en argent. Ses deux électrodes plongent dans un électrolyte (solution de phosphate tri-sodique), retenu par une membrane semi-perméable qui retient les ions et laisse passer l'oxygène dissous. L'étalonnage de cet appareil était effectué à chaque fois que nous allions sur le terrain. Un capteur de température est intégré à la sonde de l'oxymètre pour la compensation en température.
- un pH-mètre portable à microprocesseur. Son étalonnage était effectué un fois par semaine.

- un conductimètre WTW LF 91. Pour l'exploitation des valeurs données par le conductimètre il faut multiplier les lectures par la constante de cellule, égal ici à 0,94.
- un thermomètre digital inclus dans la sonde du conductimètre.

La mesure des paramètres dont les écarts moyens ne dépassent pas 10 %, a été considérée comme fiable, ce qui est le cas dans l'ensemble. Néanmoins, c'est surtout pour l'oxygène dissous et la turbidité que l'on a des écarts moyens proche des 10 %. Et ce sont surtout les valeurs hautes qui posent problèmes. Cela s'explique peut être pour l'oxygène par la difficulté que l'on a eu pour vérifier ces points.

Méthode de vérification du capteur d'oxygène :

La campagne de vérification de la validité des paramètres mesurés par les sondes nous a permis de découvrir certains problèmes et de nous pencher sur certains paramètres, notamment l'oxygène dissous.

Il a fallu déterminer une méthode de vérification du capteur d'oxygène car les résultats obtenus avec la coupelle de calibration n'étaient pas satisfaisants. Le problème venait aussi de la température donnée par la sonde et qui est utilisée pour la compensation.

Lorsque l'on utilisait la coupelle de calibration il semblait que cela faisait pression sur la membrane du capteur et augmentait les valeurs de la mesure. Comme les vérifications étaient faites sur le terrain et que la coupelle de calibration est noire, il ne fallait pas exposer la coupelle au soleil pour ne pas fausser la température. Pour que la mesure soit valable il faut que l'on connaisse la température de l'air, pour déterminer la saturation en oxygène, et que l'air soit saturé en eau. Nous avons commencé par faire des essais à l'air libre, mais ils n'étaient pas concluants car il y avait trop de variations provoquées par le vent. Nous avons donc essayé plusieurs systèmes de vérification. Les essais ont été réalisés avec un tube en PVC dans lequel on glissait la sonde 803 PS, nous avons également utilisé la grille de protection de la sonde. Finalement les meilleurs résultats sont obtenus en entourant la grille de protection d'un mouchoir en papier humide pour que l'air soit saturé en eau, la sonde étant glissée dans le tube en PVC pour la protéger du vent.

Caractérisation des différences de mesure entre les sondes amont et aval :

Ces mesures consistaient à mettre les sondes amont et aval au même endroit dans la rivière et de relever les différences pour chaque paramètre.

Deux campagnes de ce type ont été effectuées.

Pour la première campagne une vérification a été faite à l'amont et à l'aval; le 15 mai 1995. Les deux sondes ont été amenée à l'aval puis à l'amont. Nous les avons laissées en place un quart d'heure pour laisser les paramètres se stabiliser.

	AVAL			AMONT		
	Sonde aval	Sonde amont	écart absolu	Sonde aval	Sonde amont	écart absolu
Température °C	14,8	15	0,2	15	15,1	0,1
pH	6,7	7,51	0,81	6,19	7,51	1,32
Oxygène dissous %	90,7	92,2	1,5	91,3	92,7	1,4
Turbidité gamme basse NTU	13,3	17,5	4,2	11,3	17,3	6

Turbidité gamme basse NTU	0	0	0	0	0	0
Conductivité µS/cm	354	356,9	2,9	349,5	356,7	7,2
Oxygène dissous mg/L	8,84	8,83	- 0,01	8,87	8,71	- 0,16

Résultats de la première campagne de vérification des mesures des sondes amont et aval

La deuxième vérification a été faite à l'amont le 17 juillet 1997

	Sonde aval	Sonde amont	écart absolu
Température °C	17,5	17,6	0,1
pH	7,56	7,52	- 0,04
Oxygène dissous %	86,8	90	3,2
Turbidité gamme basse NTU	14,2	22,9	8,7
Turbidité gamme basse NTU	0	0	0
Conductivité µS/cm	392,6	401,2	8,6
Oxygène dissous mg/L	8,02	8,17	0,15

Résultats de la deuxième campagne de vérification des mesures des sondes amont et aval

Les écarts absolus les plus importants apparaissent sur la turbidité et la conductivité. Pour ce qui est de la conductivité, comme l'ordre de grandeur est de 300 µS/cm, les écarts relatifs sont faibles. Pour la turbidité, la comparaison entre les sondes amont et aval demandera plus de précautions. La différence importante entre les valeurs de pH pour la première campagne trouve son explication dans le fait que le capteur de pH de la sonde aval est tombé en panne à la fin du mois de mai. On observe également une légère augmentation des écarts entre la première vérification, qui correspond au début de la campagne, et la deuxième vérification qui correspond à la fin de la campagne. Cela pourrait être dû à une variation des calibrations.

une étude spécifique, pendant des périodes de deux jours, sur les quatre sondes disponibles a été également réalisée au laboratoire en 1996, dans de l'eau du réseau (calibration identique les 4 sondes disponibles et détermination des écarts des sondes par rapport aux mesures réalisées avec un cinquième instrument de référence).

IV.1.6. Les différentes campagnes de mesures des sondes Solomat :

Campagne de temps sec :

Cette campagne nous permet de caractériser les différents paramètres mesuré par la sonde Solomat en temps sec. Cela nous permet de caractériser la variation des paramètres selon les cycles nycthéméraux, les éventuelles perturbations amont au site d'étude et l'effet des rejets de la STEP en temps sec, c'est à dire en fonctionnement normal. Cette campagne se caractérise par le pas de temps d'enregistrement des paramètres qui est de 5 min car il est peu probable d'observer des variations rapides des conditions physico-chimiques de la rivière.

Campagne de temps de pluie :

Cette campagne nous permet de caractériser les différents paramètres mesurés par la sonde Solomat en temps de pluie. Le pas de temps d'enregistrement des données est de 1,5 min, ce qui nous permet de savoir avec précision quand il y a des variations, de ne pas les "manquer" à cause d'un pas de

temps d'enregistrement trop long et de savoir si elles correspondent à des événements liés à la STEP (surverses du déversoir d'orage, départ de voile de boues du clarificateur).

Campagne d'encrassement :

Les observations consécutives aux nettoyages réguliers des sondes ont montré un encrassement de certains capteurs au cours du temps par de fines matières en suspension dans les eaux. Cette observation est fréquente chez les utilisateurs de sondes automatiques en continu. Il est important de connaître l'effet de l'encrassement sur les mesures afin de pouvoir en moduler l'analyse voire en corriger les valeurs. Pour cela, deux méthodes ont été utilisées :

- la mise en place pendant 10 jours de deux sondes en parallèle, avec nettoyage d'une seulement, à une fréquence journalière, sauf exception, et comparaison de l'évolution des mesures des deux sondes.
- la mesure journalière *in situ* à l'aide d'instruments de terrain des paramètres enregistrés par les deux sondes placées en parallèle pendant une semaine et comparaison de ces mesures avec celles des deux sondes.

IV.1.7. Suivi physico-chimique hebdomadaire

Depuis 1995, des échantillons sont prélevés manuellement chaque semaine et analysés sur le site de l'étude en amont de la station d'épuration. Les paramètres analysés sont les suivants : NO_3, NH_4, NTK, NO_2, o-PO4, Pt, conductivité, pH, MES, MVS. Ces prélèvements ont été poursuivis en 1996 et 1997, avec cependant une diminution progressive de la fréquence d'échantillonnage en 1997, suivie d'un arrêt complet en juillet, lié à la cessation d'activité forcée mais passagère du Laboratoire d'Etudes des Eaux de l'E.N.G.E.E.S.

IV.1.8. Analyse des métaux dans les sédiments et les eaux de la Sauer

En 1996, des analyses de métaux sur des échantillons d'eau prélevés dans la Sauer, en amont de la STEP, ont été réalisés selon des méthodes normalisées. Les métaux recherchés furent le Cd, Pb, Cr, Cu, Fe, Zn et Mn.

En 1997, des analyses complémentaires furent menées sur les sédiments de la Sauer prélevés en amont et en aval du rejet de la STEP, et supposés contenir des concentrations métalliques plus importantes que celles présentes dans l'eau, donc plus facilement détectables. Ces analyses ont également été réalisées avec des méthodes de prélèvement inspirées de la norme AFNOR X31-100 de décembre 1992.

Les métaux analysés sont le Chrome, le Plomb, Cadmium et le Zinc.

IV.2. MATERIEL BIOLOGIQUE

IV.2.1. Démarche adoptée

Au cours de l'été 1997, plusieurs expositions *in situ* ont été réalisées au droit de Roppenheim avec de jeunes gammares et daphnies.Les matériels et méthodes utilisés sont les suivants, suivis par les résultats et leur interprétation.

IV.2.2. Matériels et méthodes

Les organismes sont exposés dans des cages cylindriques en PVC de contenance 70 ml. Ces cages sont disposées soit dans un bâti à structure métallique muni de glissières alvéolées entre lesquelles elles viennent se coincer, soit dans un bâti grillagé et lesté qui contient des casiers dans lesquels les cages sont placées. Cages et bâti métallique ont gracieusement été prêtés par Monsieur Férard du CSE de l'Université de Metz.

Les bâtis sont eux mêmes fixés dans le lit de la rivière à l'aide de barres de force en acier galvanisé enfoncées dans le substrat. Un filin en acier finit de sécuriser l'ensemble.

IV.2.3. Gammares

IV.2.3.1. Prélèvement des organismes

Le but de l'élevage est d'utiliser des *Gammares* ayant le même âge et, de préférence jeunes car ils sont à priori plus sensibles. Pour cela on prélève des *Gammares* en période de reproduction, dans leur milieu naturel. Les prélèvements sont effectués dans le contre canal du Rhin à hauteur de Plobsheim (sud de Strasbourg). L'élevage a été initié dans un premier temps le 8 Décembre 1996, puis renforcé par un second prélèvement le 11 mai 1997.

Les organismes sont prélevés à l'aide d'un Surber et introduits dans des bidons, qui sont ensuite placés dans une glacière de façon à limiter les variations de température. 10 litres d'eau du milieu sont aussi prélevés et conservés dans les mêmes conditions.

IV.2.3.2. Adaptation aux conditions de laboratoire

Dans un premier temps les *Gammares* subissent une période d'acclimatation à la température pour diminuer le stress provoqué par le changement de milieu. Ils sont donc placés dans un bain marie avec des glaçons pour obtenir une température croissante à raison de 2° par 24 heures, jusqu'à atteindre les conditions de laboratoire soit 20 ± 2°C. Pendant cette période, des diffuseurs d'oxygène sont placés dans les bacs. Après acclimatation, un tri est effectué. Il consiste à éliminer les compétiteurs, les organismes parasités, et à séparer les organismes par tailles pour éviter toute forme de cannibalisme.

La pièce qui accueille l'élevage est tempérée toute l'année, ainsi la température de l'eau de culture en régime statique est de 20 ± 2°C. Les organismes sont exposés à une photopériode de 16 heures.

IV.2.3.3. Structure de l'élevage

L'élevage comporte quatre éléments distincts :

- Un aquarium stock de 30 litres, où sont placés à partir de Juin 1997 les adultes issus du prélèvement de Décembre 1996 (150 adultes soit 5 *Gammares*/litre). Un filtre composé d'une couche de charbon actif comprise entre deux couches de ouate synthétique de filtration Symec, permet le renouvellement de 30 L d'eau en environ une semaine. Il est changé tous les deux mois.
- Cinq à sept bacs géniteurs (selon les effectifs) ne contenant que des adultes matures. Ces bacs d'un volume de quatre litres contiennent un maximum de cinquante organismes, soit 8 organismes par litre comme le préconise la littérature.

- Deux bacs de ponte, contenant les couples préalablement formés dans les bacs géniteurs ou dans l'aquarium.
- Deux à trois bacs de juvéniles, contenant les petits des bacs de pontes. Chaque bac regroupant les juvéniles d'un âge identique : 0 à 7 jours, 7 à 14 jours, 14 à 21 jours.

IV.2.3.4. Maintenance et suivi de l'élevage

L'eau est renouvelée trois fois par semaine, pour environ 15 % du volume total (500 ml sur 4 L de volume total).

L'eau de culture utilisée est de l'eau de la Sauer préalablement filtrée à l'aide d'un préfiltre Sartorius en fibre de verre de taille de pores d'environ 2 à 3 µm. Cette taille de pores permet de retenir les MES et une partie des bactéries, mais en aucun cas elle ne retient les virus ou les matières colloïdales présents dans l'eau. Cette eau est prélevée à Forstfeld en amont des rejets du bassin d'orage, quelques kilomètres en amont du site de Roppenheim, et surtout en amont de la confluence avec l'Eberbach, qui représente un bassin versant important et donc une source de pollution. L'eau est oxygénée à l'aide d'une pompe et de diffuseurs.

L'élevage est nourri en alternance avec des feuilles et du Tétra-Min. Les feuilles de peuplier, saule, bouleau sont conditionnées pendant au moins vingt et un jours dans de l'eau de la Sauer filtrée enrichie en Tétra-Min. Ce protocole initie la décomposition microbienne. Champignons et bactéries sont en effet des composants principaux du régime alimentaire du genre *Gammarus*. Ces feuilles sont nettoyées à l'eau déminéralisée avant distribution.

Le Tétra-Min réduit en poudre est distribué à discrétion à raison de trois fois par semaine. La fréquence de nutrition peut augmenter, si l'activité des organismes est importante sur le fond ou dans la colonne d'eau.

IV.2.3.5. Test de sensibilité au Cadmium

Le but de ce test est de déterminer au moyen d'une CI_{50} 24h, la sensibilité d'un échantillon de *Gammares*, face à une substance de référence : le Cadmium. Cette sensibilité au toxique de référence sert à évaluer la sensibilité de l'élevage au cours du temps, et ainsi facilite la comparaison des résultats des différents tests de toxicité réalisés, ainsi que les résultats des campagnes d'exposition.

IV.2.4. Daphnies

IV.2.4.1. Les conditions d'élevage

Les daphnies exposées sur le terrain proviennent de l'élevage de l'ENGEES à Strasbourg. Cet élevage a été initié avec des daphnies mères issues du clone 5, du laboratoire du centre des sciences de l'environnement (CSE) de Metz. Elles sont élevées dans un milieu Volvic/LC à 2%, maintenues à 20 ± 2 °C, avec une photopériode de 16 heures. L'eau et la nourriture sont changées trois fois par semaine, et la quantité administrée est la suivante :

- Milieu LC/Volvic : 30 ml par Daphnies pour deux jours

- Algues : 9.10^6 cellules de Chorella vulgaris / J / *Daphnie*
  $1{,}25.10^6$ cellules de Raphidocelis subcapitata / J / *Daphnie*

La quantité et la qualité de nourriture distribuée ont été modifiées à la suite de l'apparition d'un voile blanchâtre sur les élevages, signe de contamination bactérienne. Cette contamination peut avoir deux origines, soit elle a été apportée par les levures distribuées dans un premier temps, soit par les quantités d'algues trop importantes apportées en une seule fois de manière quotidienne. Pour éviter ce type de problème, les levures sont supprimées, et les algues sont distribués deux fois par jour (3/5 de dose le matin, 2/5 de dose le soir selon la couleur de l'eau de l'élevage).

A partir de la troisième génération, à chaque ponte les nouveaux nés sont séparés des mères et utilisés dans les 24 à 96 h qui suivent, pour les différents tests in situ ou de laboratoire.

IV.2.4.2. Test de sensibilité au bichromate

Malgré des sensibilités en principe identiques pour des individus issus du même élevage (reproduction parthénogénétique), il s'avère cependant nécessaire de vérifier périodiquement la sensibilité des *Daphnies*, en étudiant les effets toxiques aigus dont les effets ont été étudiés lors d'essais interlaboratoires (bichromate de potassium par exemple).

Ce test a un but similaire à celui utilisé pour les *Gammares*. Mais contrairement à ce dernier, la norme NF T 90 301 définit les conditions d'expérimentation. Elle impose notamment l'utilisation d'une eau de dilution à base de quatre sels, milieu M4, ainsi que l'utilisation de *Daphnia magna* âgées de 0 à 24 h. Le protocole expérimental utilisé lors de cette étude respectant cette norme, il n'est pas utile de le détailler ici.

IV.2.5. Tests de toxicité in situ

IV.2.5.1. Protocole d'exposition

Les protocoles d'exposition suivants, correspondent aux "protocoles idéaux". En effet les conditions imposées par l'élevage ainsi que les aléas du terrain ont provoqué des écarts avec le programme d'exposition. Par conséquent les différences avec ce dernier seront présentées avec les résultats de chaque campagne de terrain.

Une campagne d'exposition in situ s'organise de la manière suivante :

Les organismes sont transportés sur le terrain dans une glacière avec leur eau d'élevage, et supportent ainsi le même traitement. Ils subissent, après la mise en cage, une acclimatation thermique par bain marie. Ce système permet d'obtenir un traitement homogène, ce qui n'aurait pas forcément était le cas si les organismes avaient d'abord été placés dans leur cages et ensuite transportés.

Les cages sont alors réparties de manière aléatoire sur des bâtis, de façon à n'introduire aucun biais dans les résultats. Selon les campagnes, cinq *Daphnies*, âgées de 24 à 96 h, et cinq *Gammares*, âgés de 7 à 21 jours, sont placées dans les cages. Chaque campagne comporte trois types d'exposition, décris au paragraphe IV.2.4 : Contrôle absolu (Ca), Contrôle relatif (Cr), Test (T).

Après 48 heures d'exposition, les cages sont récupérées et placées dans une glacière, ainsi qu'un stock d'eau de la Sauer. Ce système permet un retour progressif à 20 °C, la température du laboratoire. Le comptage des organismes (morts, vivants, disparus) se fait sur place directement dans les cages, avec filtration des sédiments sur les couvercles grillagés, si nécessaire. Les animaux vivants sont transférés dans des cages avec de l'eau de la Sauer (sans sédiment), puis placés dans une glacière.

De retour au laboratoire un test de récupération est mis en place, en distinguant cinq traitements de tests. Les trois issus de l'exposition in situ (Ca, Cr, T), un quatrième comportant des *Daphnies* ayant effectuées un voyage aller retour (A/R) sur le terrain sans exposition (pour évaluer le stress du voyage), et enfin un cinquième test, qui sert de témoin, avec des daphnies restées au laboratoire.

IV.2.6. Description du système d'exposition

IV.2.6.1. En amont des rejets de la station (Cr)

En amont des rejets de la STEP est placé un témoin, appelé contrôle relatif aux rejets (Cr). Ce témoin comporte quatorze cages, sept pour les *Daphnies* et sept pour les *Gammares*.

Les cages employées pour les tests sont en contact avec la colonne d'eau grâce à une grille placée sur la partie haute de la cage. Les cages sont alors disposées à une vingtaine de centimètres du fond.

IV.2.6.2. En aval des rejets de la station (Ca et T)

Par rapport à l'exposition précédente, seul le nombre de cages change, le système bâti est similaire.

Un témoin cette fois-ci appelé contrôle absolu (Ca) est placé en aval des rejets. Cette fois-ci les cages sont hermétiquement fermées avec du Téflon, et un couvercle plein. Ce système permet d'obtenir des références quand à l'état de santé, de stress, d'adaptation d'organismes non exposés à une toxicité éventuelle, mais maintenus dans des conditions abiotiques identiques à celles du test.

Toujours à l'aval des rejets, des organismes tests (T) (*Daphnies* et *Gammares*) sont exposés, pendant 48 h avec les précédents. A la différence des précédents les couvercles supérieurs sont grillagés, permettant ainsi le contact entre l'effluent et les organismes.

Grâce à ce dispositif, on va pouvoir déterminer la toxicité en amont et en aval des rejets. La différence entre ces deux toxicité (taux de mortalité) déterminera ainsi une toxicité aiguë induite par les rejets.

Une sonde multiparamètrique Solomat est placée tout près de chacune des installations, ce qui permet un suivi physico-chimique en parallèle du suivi biologique.

IV.2.7. Tests de toxicité en laboratoire

Ces tests (aigu et chronique) réalisés en laboratoire vont permettre d'établir des références quand à la toxicité des effluents, mais surtout d'aboutir à une comparaison avec les résultats in situ, et ainsi de comparer les deux méthodes (terrain / laboratoire).

IV.2.8. Tests de toxicité aiguë sur daphnies

Ces tests de toxicité sont effectués dans le respect de la norme NF T 90 (AFNOR, 1983), sur des effluents de la station, prélevés pendant les campagnes d'exposition. Ces tests ont pour but de déterminer une CI_{50} 48h.

Les effluents sont prélevés automatiquement toutes les deux heures pendant les 48 h de l'exposition. Un préleveur est placé sur le site amont, tandis qu'un second est positionné en sortie de station sur le dernier tronçon du réseau avant l'exutoire en rivière. De cette manière les eaux usées traitées et/ou les surverses, selon les conditions, sont prélevées.

IV.2.9. Tests de récupération sur daphnies

Ces tests de récupération sont effectués selon les recommandations de l'OCDE et décrits dans la bibliographie. Ils ont pour but d'évaluer la reproduction et la mortalité sur 21 jours, sur des daphnies précédemment exposées en amont et en aval des effluents de la station. On pourra ainsi déterminer à plus long terme l'effet de la charge polluante des rejets de la station par temps de pluie, et par temps sec sur la reproduction des *Daphnies*.

Contrairement au test d'inhibition présenté au paragraphe III.2.2.2, les *Daphnies* ne sont pas exposées à des concentrations croissantes d'effluents. Elles sont justes placées dans un milieu de culture, ce qui permet d'évaluer l'effet de l'exposition in situ aux effluents sur la reproduction et la mortalité.

Pour cela on place les *Daphnies* dans des béchers, avec 30 ml de milieu LC/Volvic par organisme, et une dose normale d'algues (préalablement calculés en fonction de la concentration cellulaire alguale, et du nombre de *Daphnies*). Un comptage quotidien des morts et des nouveaux nés est effectué. La séparation des nouveaux nés, ainsi que l'apport de nourriture a lieu tous les jours. En revanche le renouvellement du milieu s'effectue trois fois par semaine.

A partir de la troisième campagne, toutes les *Daphnies* vivantes après exposition, sont récupérées pour les tests en laboratoire. C'est seulement, 9 jours après leur naissance, que l'on ne laisse qu'une *Daphnie* par bêcher pour observer sa reproduction. Avec ce système, on évite la mortalité précoce de certaines *Daphnies*, juste après le retour de terrain. Ainsi, dans les tableaux de résultats, la mortalité ne sera exprimée qu'à partir du neuvième jour, sur le nombre de *Daphnies* vivantes au neuvième jour.

V. ANALYSE ET DISCUSSION DES MESURES PHYSICO - CHIMIQUES

V.1. CARACTERISATIONS DU REJET DE LA STEP

V.1.1. Approche analytique

Plusieurs analyses effectuées dans le cadre de ce travail ou pour des études du fonctionnement même de la STEP, permettent une caractérisation de son rejet par temps sec comme par temps de pluie, par rapport à la pollution organique et toxique.

V.1.1.1. Etude des polluants organiques

Campagnes d'échantillonnage sur 12 ou 24h

Ces campagnes ont pour but de caractériser les affluents et effluents de la station par temps sec et par temps de pluie. Elles consistent à échantillonner à pas de temps régulier les eaux d'entrée et de sortie pendant 24 heures et à en faire l'analyse chimique. Par temps de pluie, les eaux d'entrée sont échantillonnées pendant 12 heures à un pas de temps plus fin afin de décrire plus précisément les variations des concentrations, supposées être maximales en début d'événement.

Plusieurs analyses des résultats de ces campagnes sont proposées comme suit :

- **Analyse des campagnes 12/24 h par rapport à la réglementation**

  Ces campagnes d'échantillonnage permettent de déterminer une qualité moyenne du rejet de la STEP et ainsi de déterminer si celui-ci satisfait aux niveaux de rejet. Le tableau ci-dessous synthétise les campagnes réalisées par le SATESE du Bas-Rhin (source : Boullanger, 1995), le CEMAGREF (Canler & Perret, 1995) et l'ENGEES (Rouleau, 1997) sur la STEP de Roppenheim. Il rappelle également les niveaux de qualité minimale retenus pour la station à l'époque de sa réalisation (Circulaire du 4 novembre 1980) et, à titre indicatif, les règles de conformité stipulées par le premier Arrêté du 22 décembre 1994, qui ne s'applique pas à la STEP de Roppenheim, puisqu'elle n'est soumise qu'à déclaration.

  → *Par temps sec :* Le rejet satisfait à la réglementation de 1980, sauf pour le paramètre DBO5 qui a pu être dépassé mais avec un rendement jugé acceptable (81%). Quant à la réglementation de 1994, elle est respectée pour le premier groupe de paramètres (respect d'au moins un des deux critères), mais ne l'est pas, ponctuellement, pour le NGL. Globalement, la station fonctionne bien par temps sec. D'après Rouleau (1997), l'épuration est cependant menée avec une quantité de boues trop importantes, ce qui fragilise le système, notamment par temps de pluie.

  → *Par temps de pluie :* Les prescriptions des différents textes relatives aux paramètres DCO, MES et NTK ne sont que rarement respectées, voire jamais si l'on considère qu'un tel respect doit être simultané pour tous les paramètres, ce à cause des MES. Cette analyse ne concerne que la circulaire de 1980, la station étant dans 90% des contrôles en surcharge par rapport à ses capacités nominales, rendant ainsi les prescriptions de l'Arrêté de 1994 non applicables.

	Paramètres	DBO_5		DCO		MES		NTK		NH_4		NGL		Pt	
	mg/l - %	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.	Conc.	Rend.
S	Minimum	4	81	32	83	1	87	1	73	0,4	65	8,1	61	7	-
E	Moyenne	12	94	44	93	6,9	94	5,1	90	1,5	93	59	87	14	-
C	maximum	33	99	61	97	14	99	13	99	8,3	99	90	98	22	-
	20-21/06/1995 ; (Canler & Perret)	3	98	27	96	8,1	97	4,2	92	0,2	-	6,5	87	1,9	85
P	Minimum			22		35		1,7							
L	Moyenne			236		269		12							
U	maximum			696		927		34							
I	20-21/06/1995 ;	9	87	75	60	58	56	4,2	71	0,2		6,0		4,4	0
E	Conc. (rend. moy)														
	Réf. Circulaire 4 Nov 1980 ; e-NK2	30		90		30*		10							
	Réf. Arrêtés 22 déc. 1994	25	70	125	75	35	90					15**	70**	2**	80**

** : sur échantillon moyen sur deux heures ;*

*** : pour des charges brutes de pollution organique de 600 à 6000 kg/j*

Synthèse des campagnes 24 heures réalisées sur l'effluent de la STEP de Roeschwoog (concentrations moyennes et rendements épuratoires moyens 24 heures)

- **Analyse des flux de pollution ayant transité lors des campagnes 12/24 h**

Les campagnes 24h permettent de déterminer des flux de pollution rejetés, notamment par temps de pluie. L'étude des eaux brutes d'alimentation de la station renseigne sur la qualité des eaux qui surverseraient en début d'épisode pluvieux, à supposer que la qualité au droit du préleveur soit représentative de la qualité des eaux rejetées par le déversoir d'orage situé en amont du point de prélèvement. Ces analyses montrent une augmentation des charges acceptées en entrée de STEP en matières oxydables (DCO) et particulaires (MES) d'un facteur pouvant aller jusqu'à 5 et 6 respectivement. La surcharge en azote Kjeldahl, lorsqu'elle existe, est faible.

L'effluent présente quant à lui des charges polluantes importantes et très variables :

Paramètre (kg/j)	DCO	MES	NTK	NH_4	NO_3
Référence temps sec (Canler & Perret, 1995)	27,5	8,2	4,3	0,2	2,2
Facteur minimum	1	6	1	1	0,5
Facteur moyen	21	81	7	5	1
Facteur maximum	61	276	19	13	2
Ecart type	22	88	7	4	0,4

Ratios entre les charges des effluents de temps de pluie et celles de référence de temps sec du rejet de la STEP de Roeschwoog (à partir de Rouleau, 1997).

Exception faite des nitrates, tous les paramètres présentent une charge par temps de pluie en moyenne de 5 à 80 fois supérieure à celle de temps sec, et jusqu'à 270 fois pour les MES. Les départs de boues suite à une surcharge hydraulique de la station, liée à un

événement pluvieux, sont en effet fréquents (1 fois sur 2 environ) et sont responsables des fortes charges en MES, DCO et NTK (Rouleau, 1997). Les autres événements se caractérisent plus par un départ de fines particules détectées par des valeurs de MES beaucoup plus faibles (inférieures à 100 mg/l).

Les écart-types de même ordre de grandeur que les moyennes correspondantes traduisent enfin une forte dispersion des ratios, et ce quasiment pour chaque événement considéré, comme le montre la Figure V-1.

- **Analyse des concentrations déterminées lors des campagnes 12/24 h**

Les campagnes moyennes sur 24 heures permettent également une analyse des concentrations rejetées et de leur évolution.

Les pollutogrammes en entrée varient selon les paramètres étudiés. Les MES et la DCO sont caractérisées par un pic dès le début de la pluie, suivi d'une dilution, et peuvent par la suite, présenter un second pic d'intensité similaire. L'azote Kjeldahl et l'ammoniaque sont caractérisés par une dilution immédiate, à partir d'un niveau de concentration voisin de celui de temps sec.

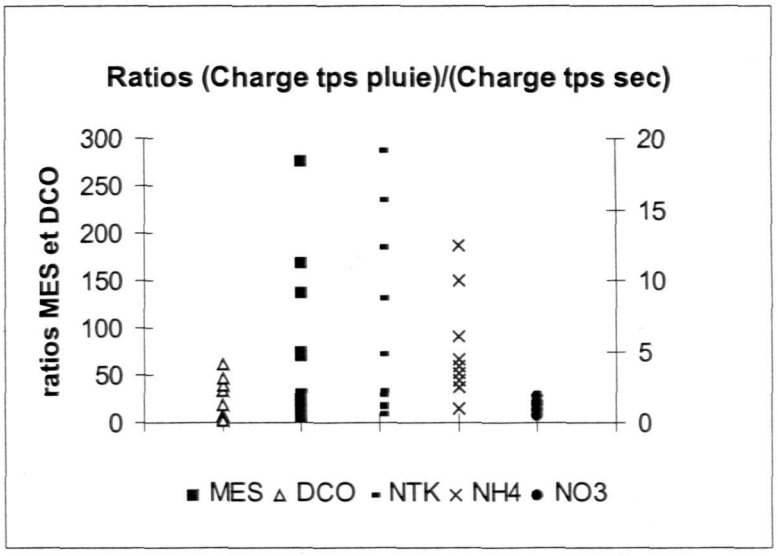


Figure V-1 : Charges de temps de pluie rapportées à la charge référence de temps sec pour chaque paramètre de l'effluent de la STEP, et pour plusieurs pluies

Les teneurs en phosphore sont faibles (inférieures à 35 mg/l) et caractéristiques des effluents urbains d'Alsace où l'utilisation de lessives sans phosphates est très répandue (Canler & Perret, 1995).

Les analyses de l'effluent montrent que les concentrations des différents paramètres varient fortement au cours d'un même événement. Les pollutogrammes des paramètres MES, DCO, NTK et NH_4 présentent, pour les événements avec fuite de boues, des pics de concentration plus ou moins longs et presque toujours compris dans leur totalité dans les 12 premières heures de surcharge hydraulique de la STEP. Les courbes des nitrates sont beaucoup moins contrastées quels que soient les événements considérés. Quant aux événements sans départ de boues, ils peuvent présenter un, voire deux pics de pollution toujours dans les 15 premières heures (d'après les événements étudiés par Rouleau, 1997).

L'amplitude des pics de MES et de DCO est le plus souvent plus importante dans les eaux d'entrée de la STEP que dans ses effluents.

L'étude du complément au ratio MVS/MES permet enfin de caractériser la part minérale des matières en suspension du rejet :

	1-(MVS/MES)	Affluent	Effluent
P L U I E	**Minimum**	15%	13%
	Maximum	41%	58%
	Moyenne	32%	38%
	Ecart type	7%	11%
	réf. T. Sec	29%	-

Proportions minérales des MES des eaux d'entrée et de sortie de la station.

Par temps de pluie, la proportion en matières minérales de l'effluent est relativement forte (de l'ordre de 40 % en moyenne). Sur ces mêmes événements, le constat est identique sur les « affluents » à la STEP, qui présentent en moyenne une proportion de matières minérales de l'ordre de 30 %. Par ailleurs, la campagne de mesures du CEMAGREF (Canler & Perret, 1995) a pu montrer qu'il en est de même par temps sec. Par temps de pluie, le rejet de la STEP présente donc une forte proportion en éléments minéraux, qui caractérise également les eaux brutes de temps sec.

Echantillons ponctuels

Des prélèvements ponctuels hebdomadaires ont été réalisés dans le rejet, au droit de la Sauer. Ils sont au nombre de 67, à raison, sauf arrêts prolongés exceptionnels, d'un prélèvement par semaine ou par quinzaine sur une période cumulée d'une année, de mars 1996 à mai 1997. Les résultats sont analysés globalement avant d'être interprétés d'un point de vue réglementaire.

- **Analyse globale des résultats**

Les résultats d'analyses sont présentés dans le tableau ci-dessous. Les résultats sur les MES et MVS confirment la nature relativement minérale des matières en suspension du système, avec en moyenne, une proportion d'éléments minéraux de 36 %, mais beaucoup plus variable que précédemment avec un écart type de 20 %. Ceci peut s'expliquer par la prise en compte d'analyses singulières dans le calcul et non de moyenne de plusieurs prélèvements consécutifs.

	NO3 mg/l(NO3)	NH4 mg/l(NH4)	NTK mg/l(N)	NO2 mg/l(NO2)	DCO mg/l(O2)	o-PO4 mg/l(PO4)	Pt mg/l(P)	COND. µS/cm	pH U pH	MES mg/l	MVS mg/l	Turbi NTU
min	0,0	0,02	1,5	0,03	4	0,31	0,77	395	7,1	3	1	3
Q25	0,6	1,00	3,2	0,18	38	3,20	1,89	955	7,7	10	6	7
médiane	1,8	7,80	13,8	0,30	55	5,42	3,13	1340	7,9	19	12	10
Q75	4,7	29,48	30,8	0,50	92	11,40	5,11	1560	8,0	51	30	40
max	29,2	76,00	120,0	2,54	4143	39,00	33,55	2050	8,5	3475	2190	245
moyenne	3,2	18,58	22,3	0,43	201	8,67	4,87	1269	7,9	103	67	33
Ecart Type	4,2	21,48	24,6	0,44	556	8,49	5,60	441	0,3	430	275	49

Synthèse des caractéristiques physico-chimiques ponctuelles du rejet de la STEP de Roppenheim (minimum, premier, second, troisième quartile, maximum, moyenne et écart type).

La qualité du rejet est globalement très variable puisque pour chaque paramètre, hormis le pH et la conductivité, l'écart type est du même ordre de grandeur que la moyenne correspondante, voire plusieurs fois supérieur. Le rapport entre la valeur minimale et maximale de chaque paramètre (hors pH et conductivité) est de plus très élevé (de 44 à 3800, et en moyenne de 890) ce qui dénote d'une forte amplitude de variation des paramètres donc de la qualité du rejet. Les paramètres à plus forte amplitude de variation sont par ordre décroissant la DCO, MES, MVS et NH_4. L'étude des quartiles des paramètres à forte variabilité montre que trois quart des mesures sont plutôt regroupées et que seul un quart des mesures est responsable de la plus grande part de variation. Ceci nous conduit à nous demander dans quelle mesure cette variation importante est liée à la météorologie.

Pour cela, étudions d'abord le sous-ensemble des données présentant des valeurs de paramètres particulièrement élevées, puis l'ensemble des données de temps sec et de temps de pluie considérées séparément. Dans une troisième approche, plus fine dans la prise en compte de la pluviométrie, des analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées.

* *Etude des valeurs élevées :* Une première analyse des résultats paramètre par paramètre ne montre pas de relation systématique entre les fortes valeurs de chaque paramètre considéré (c'est-à-dire les valeurs supérieures à la moyenne de l'ensemble) et la durée qui sépare le prélèvement de la pluie précédente. Par contre, il apparaît que les mesures en MES élevées et réalisées plus de 5 jours après une pluie se trouvent toutes en hiver ou au début du printemps. Il en est globalement de même pour les paramètres NTK, NH4 et DCO. Les dysfonctionnements de temps sec de la STEP paraîtraient donc liés à la saison. L'hypothèse du rôle des faibles températures et des sels de déverglaçage utilisés sur les chaussées à cette époque de l'année peut être formulée.

* *Etude des données de temps sec et de temps de pluie :* Le tableau ci-dessous reprend le précédent en distinguant les mesures faites par temps sec de celles faites par temps de pluie. Les unités sont les mêmes dans les deux tableaux. Le nombre d'analyses concernant chaque météorologie est équilibré puisque 34 prélèvements ont été réalisés par temps de pluie et 32 par temps sec. Un prélèvement dont la météorologie était inconnue a été éliminé.

	NO3		NH4		NTK		NO2		DCO		o-PO4	
	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie
min	0,0	0,1	0,1	0,02	1,5	1,6	0,03	0,04	19	4	0,31	0,80
Q25	0,5	1,4	1,3	0,65	3,2	3,3	0,20	0,15	41	34	3,20	3,30
médiane	0,9	3,4	29,5	5,90	26,5	11,0	0,30	0,29	73	44	7,84	4,80
Q75	4,5	5,8	52,1	18,50	46,4	18,0	0,51	0,49	128	85	13,15	8,10
max	7,6	29,2	76,0	37,00	91,0	120,0	2,54	1,40	1249	4143	39,00	20,80
moyenne	2,1	4,2	28,6	9,65	29,7	15,1	0,50	0,37	202	204	10,96	6,62
Ecart Type	2,3	5,2	25,9	10,24	25,9	21,2	0,54	0,33	327	723	10,52	5,36
	Pt		COND.		pH		MES		MVS		Turbi	
	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie	Sec	Pluie
min	0,91	0,77	475	395	7,5	7,1	3	3	2	1	4	3
Q25	1,83	2,04	1381	787	7,8	7,6	8	10	5	7	6	9
médiane	3,31	3,00	1555	980	7,9	7,8	16	20	11	12	7	20
Q75	5,45	4,96	1782	1278	8,1	8,0	34	60	23	42	22	43
max	33,55	18,27	2050	1636	8,5	8,2	384	3475	310	2190	175	245
moyenne	5,81	3,95	1561	979	8,0	7,8	44	163	29	104	29	38
Ecart Type	7,10	3,48	323	347	0,2	0,3	78	602	58	381	46	53

Synthèse, selon la météorologie, des mesures faites sur le rejet de la STEP de Roppenheim (mêmes unités que précédemment).

Il apparaît qu'en moyenne, les paramètres MES, MVS, turbidité et NO_3 présentent des concentrations plus élevées par temps de pluie que par temps sec. Ceci signifie qu'en moyenne, une situation de temps de pluie se traduit par une augmentation notable des matières en suspension, voire des nitrates dans le rejet de la STEP. Les autres paramètres présentent des valeurs en moyenne égales ou moins élevées en temps de pluie qu'en temps sec, ce qui signifie qu'il peut aussi y avoir dilution de pollution par temps de pluie (voir les maxima des orthophosphates, du phosphore total, des nitrates, des nitrites et de la conductivité). L'étude des quartiles montre que la moitié des situations de temps sec analysées contribue aux très fortes pollutions enregistrées pour NH_4, NTK et la conductivité (elles présentent des valeurs supérieures ou presque égales à la moyenne). Ceci peut traduire un fréquent dysfonctionnement de la phase de nitrification du traitement, qui entraîne des rejets significatifs d'ammoniaque dans le milieu récepteur (concentrations supérieures à 30mg/l NH_4). Pour les autres paramètres mis à part le pH, la proportion d'analyses contribuant aux plus fortes pollutions est de l'ordre du quart, voire moins.

La variabilité des paramètres du rejet est enfin plus importante par temps de pluie que par temps sec pour la pollution azotée (NO_3, NH_4 et NTK), les matières organiques oxydables (DCO), les matières en suspension (MES et MVS) et la quantité de sels dissous (conductivité). Ceci peut correspondre à la variabilité plus grande des affluents de la station par temps de pluie, qui se retrouvent souvent partiellement dans le rejet par surverse en tête de station, ainsi qu'aux fuites de boues.

* *Etude par ACP de l'influence de la météorologie sur la qualité du rejet de la STEP :* Pour déterminer si la météorologie a eu une influence sur la qualité du rejet et si oui de quelle manière, une ACP a été réalisée à partir des mesures chimiques régulièrement effectuées sur le rejet ainsi que des enregistrements du pluviomètre de la STEP. La

comparaison de ces derniers avec les enregistrements, pendant la même période, du pluviomètre du site de Forstfeld ainsi que ceux de Météo France sur la station la plus proche (Stattmaten), ont permis une validation des mesures. Une seconde validation a consisté à comparer les mesures obtenues avec celles enregistrées à titre personnel par un habitant de Roeschwoog et gracieusement mises à notre disposition.

Quatre variables météorologiques ont été identifiées : la hauteur précipitée lors de la pluie précédant le prélèvement (**Hpp**), la durée de temps sec précédant le prélèvement (**Dtsp**), la durée de la pluie précédant le prélèvement (**Dpp**) et l'intensité maximale sur un pas de temps de 6 minutes d'observation de la pluie précédant le prélèvement (**Imax6**). Le choix de ces paramètres est justifié par l'importance reconnue des caractéristiques d'une pluie (dans notre cas, intensité et durée) sur la nature des eaux pluviales et unitaires brutes qui en résultent. De même, la durée de temps sec entre la pluie précédant le moment d'observation et cet instant, a potentiellement une influence sur la qualité de l'échantillon observé (dépôts sur les surfaces imperméabilisées) et sur le fonctionnement de la STEP (retour progressif à des conditions de temps sec à la station). La hauteur totale de la pluie peut quant à elle avoir un effet sur le fonctionnement de la STEP par la charge hydraulique qu'elle génère. Dans un souci de simplicité, les variables météorologiques intègrent seule la pluie précédant chaque prélèvement. La succession de plusieurs événements qui peut aussi affecter la qualité des eaux unitaires brutes n'a délibérément pas été abordée.

Les variables physico-chimiques considérées sont au nombre de 11 (NO_2, NO_3, NH_4, NTK, DCO, PO_4, Pt, pH, Conductivité, MES, MVS). Le nombre d'observations prises en compte n'est que de 49. Un tri préalable a l'analyse a en effet été réalisé en ôtant les observations pour lesquelles les variables météorologiques n'ont pas pu être renseignées suite à des défaillances du système d'acquisition des données à la station. Certaines analyses sont par ailleurs incomplètes. Un individu présentant des valeurs de MES, de MVS et turbidité particulièrement élevées a également été mis de côté afin d'améliorer la lisibilité de l'ACP. Ce prélèvement correspond à une fuite de boues suite à un orage.

Les cercles de corrélation ne permettent pas de conclure sur les relations entre des paramètres de nature différente (météorologique et physico-chimique). L'étude détaillée de l'analyse fait apparaître plusieurs ensembles d'individus sur les six axes principaux retenus, représentant 83 % de l'information. Le tableau ci-dessous récapitule les caractéristiques des différents groupes d'individus identifiés selon les axes, ainsi que le nombre d'individus contribuant le plus fortement à la construction de ces derniers.

Axe	Signe de la coordonnée de la variable considérée sur l'axe		Nbe d'individus dominants et contribution totale	Nbe total d'I. ≥ 1% de contribution et contrib. totale
	+	-		
1		NTK, Pt, NH_4, DCO, MES, MVS, **Dtsp**, PO_4	1 (45%)	21 (90%)
2	MES, MVS	Cond, pH, **Dtsp**	5 (50%)	20 (90%)
3	**Hpp, Dpp, Imax6,** NH_4	NO_3, PO_4, pH	7 (55%)	24 (92%)
4	NH_4	**Imax,** NO_3, **Hpp**, PO_4, Pt	3 (51%)	17 (91 %)
5	**Imax6,** MVS, MES	NO_2, **Dpp**	3 (38%)	23 (92%)
6	pH, **Dpp,** DCO	PO_4 , NO_2	5 (48%)	22 (90%)

Synthèse de l'ACP réalisée sur les caractéristiques physico-chimiques des rejets de la STEP de Roeschwoog en relation avec la météorologie précédente.

Ces groupes ne présentent pas de constance puisque selon les situations on observe :

- axe 1 : dégradation de la qualité du rejet par temps sec ;
- axe 2 : dégradation de la qualité particulaire du rejet par temps de pluie (plus marquée peu de temps après une pluie) ;
- axe 3 : augmentation des ions ammonium et diminution des nitrates suite à certaines pluies longues et à forte Imax6, associée à une dilution des phosphates (dysfonctionnement de la nitrification ?) ;
- axe 4 : augmentation de la concentration en nitrates suite à des pluies de fortes Imax6 et Hpp (dysfonctionnement de la dénitrification ?) ;
- axe 5 : départ de particules suite à des événements de forte intensité et de courte durée, classiquement des orages, et inversement pendant de longues pluies plus régulières en intensité
- axe 6 : pollution organique suite à de longues périodes pluvieuses et dilution des phosphates

L'analyse des individus et de leur contribution aux différents axes montre que l'individu I1 contribue très fortement à l'axe 1 (45%). Une seconde ACP a donc été réalisée sans cet individu. De la même façon que pour la première analyse, aucun lien entre variables ne se dégage véritablement. Les mêmes situations particulières sont mises en évidence, sauf la première où la contribution de Dtsp à l'axe (1) est cette fois-ci beaucoup plus faible, la situation correspondante étant en fait quasi uniquement liée à l'individu I1. Il en est de même pour l'axe 3 où le dysfonctionnement supposé de la nitrification n'apparaît plus. L'individu I37 apparaît cette fois-ci contribuer très fortement à l'axe 6. Une nouvelle ACP a donc été réalisée sur l'ensemble de la population diminuée de I1 et I37. La tendance à la dégradation du rejet par temps sec pour certains individus apparaît de nouveau sur l'axe 1 ; sur l'axe 4 s'ajoute une tendance à l'augmentation de DCO suite à des pluies de faibles Imax6 et Hpp ; la dégradation de la qualité du rejet suite à

des orages n'apparaît plus sur l'axe 5 ; l'axe 6 met en évidence un nouveau groupe d'individus caractérisés par des valeurs de nitrates variant dans le même sens que la Dpp et la Dtsp et de façon opposée à Imax6 soit une dégradation de la qualité par rapport aux nitrates par temps sec suite à une pluie longue et peu intense.

Globalement, les différentes ACP menées montrent qu'aucune des variables météorologiques ne semble liée à l'une ou plusieurs des variables physico-chimiques. La liaison entre ces deux groupes de variables n'apparaît que sur des cas particuliers et peut être antagoniste. Les rejets de temps sec comme de temps de pluie peuvent en effet être tous deux caractérisés par une augmentation des particules, NH_4, NO_3 et matière organique. Seuls les phosphates apparaissent dilués dans le rejet par temps de pluie. La variable Dtsp (durée de temps sec précédant le prélèvement) est enfin la variable qui explique le plus, le plus grand nombre des variations de qualité du rejet, car la somme de ses corrélations sur les deux premiers axes est la plus grande et s'élève respectivement à 0,60, 0,58 et 0,58 pour les trois ACP.

L'analyse en composantes principales n'apporte donc pas d'éléments nouveaux dans la caractérisation du rejet de la STEP.

- **Analyse par rapport à la législation en vigueur**

Dans le cadre du second Arrêté du 22 décembre 1994, la STEP de Roeschwoog devra être placée sous auto-surveillance d'ici le 10 février 2000. Analysons alors les données récoltées pour évaluer le respect des objectifs de rejets fixés par le premier Arrêté du 22 décembre 1994, en différenciant deux périodes météorologiques (voir tableau ci-dessous). On considérera qu'un échantillon du rejet de la STEP est un échantillon de temps sec lorsqu'il est prélevé au moins 96 heures (soit 4 jours) après la fin de la pluie précédente détectée sur le site de Roeschwoog. Les autres échantillons sont des échantillons de temps de pluie. Les différents paramètres ne sont analysés que par rapport aux concentrations seuils de l'arrêté (sans prise en compte des rendements qui peuvent limiter le nombre d'analyses « hors norme »). Le constat qui est fait peut donc être plus sévère que celui qui serait issu d'une utilisation rigoureuse de l'arrêté.

Météorologie	Sec	Pluie	Indifférent
Nbe seuil de dépassements (%)	12,5	12,5	9,1
Nbe réels de dépassements (%)	15,6	20,6	18,2
Respect des critères ?	Non	Oui	Oui

Respect des critères de rejets de l'arrêté du 22 décembre 1994 ; application à la STEP de Roeschwoog.

En temps sec, on peut considérer que la station respecte les critères réglementaires.

Il n'en est pas de même en temps de pluie, puisque le nombre de dépassements effectifs est presque le double de ceux autorisés. Globalement, toutes situations météorologiques confondues, le rejet de la STEP ne respecte pas les prescriptions, au détail près de la non prise en compte des rendements épuratoires dans le constat.

Suivi en continu

Ce suivi est réalisé grâce aux sondes de turbidité et aux débitmètres placés dans le canal de sortie de la station ainsi que dans la canalisation qui fait suite au déversoir d'entrée du système. Ces mesures ont permis d'évaluer, sur une année (de juillet 1996 à juillet 1997), les flux polluants rejetés à la Sauer par temps sec et par temps de pluie. Le calcul de flux est réalisé en unités arbitraires (U.A.), obtenues en calculant le produit des valeurs de volumes (m^3), par celles de turbidité (NTU) sur une période donnée. Cette unité, bien qu'arbitraire, constitue donc un indicateur global de la pollution particulaire.

Le tableau ci-dessous présente, pour la STEP et par situation météorologique, les flux annuels acceptés en traitement, restitués en sortie de traitement, surversés et rejetés à la Sauer.

Flux annuels	Temps sec		Temps de pluie		Flux total	Contribution au flux total rejeté	
	UA	% flux	UA	% flux	UA	temps de pluie	pluie et sec
Flux vers traitement	74071	48,9	77542	51,1	151613	-	-
Flux de surverse	0	0,0	33838	100,0	33838	53,6%	48,7%
Flux sortie traitement	6263	17,6	29331	82,4	35594	46,4%	51,3%
Flux total rejeté	6263	9,0	63169	91,0	69432	100,0%	100,0%

Bilan des flux annuels d'entrée, de sortie et de surverse de la STEP de Roppenheim ; U.A = m^3 × NTU (Penelle et al., 1998)

Il apparaît que la moitié (48,7 %) du flux total rejeté à la Sauer sur une année est liée à des surverses directes d'eaux brutes non traitées par la STEP. L'autre moitié provient de l'effluent de la STEP et se décompose en moins de 20% de flux par temps sec et plus de 80% par temps de pluie. L'essentiel du flux de pollution particulaire déversé au milieu récepteur est ainsi à 91% lié au temps de pluie.

Ces capteurs ont également permis de déterminer la fréquence de surverse et de fuites de boues au niveau de l'effluent de la STEP : sur 207 pluies mesurées, la moitié ont donné lieu à surverse et 45% à départ de boues. Les rejets fortement pollués vers la Sauer sont donc fréquents et les différentes mesures et analyses réalisées sur la STEP ont permis d'en définir la qualité.

V.1.1.2. Etude des polluants toxiques

Campagnes sur 24 heures

L'évolution du pH en entrée de station, mesurée par le CEMAGREF en 1995 (Canler & Perret), montre des variations horaires et journalières faibles (moins d'une unité pH sur les deux jours de mesure), illustrant un rejet domestique non perturbé par l'arrivée d'effluents industriels. Ceci n'est pas surprenant puisqu'aucune industrie n'est déclarée raccordée sur le réseau de la Communauté de Communes.

Mesures et observations ponctuelles

A l'occasion des diverses campagnes de mesures réalisées sur le site de la STEP et de Forstfeld, des rejets de mazout furent constatés à trois reprises en l'espace de deux ans,

probablement liés à des nettoyages ou vidanges « sauvages » à l'occasion d'événements pluvieux, entraînant des dysfonctionnements importants du traitement.

Une analyse ponctuelle de métaux fut réalisée sur de l'eau du rejet en utilisant la méthode de dosage par spectrométrie d'absorption atomique de flamme après complexation-extraction. Les résultats présentés ci-dessous mettent en évidence la présence notable de zinc, et, dans une moindre mesure, de cadmium dans un rejet de temps sec.

	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Zn (µg/l)
Rejet STEP (28/01/1997)	<10	*0,6** (<10)	<25	228

Résultats des dosages de métaux réalisés sur un échantillon du rejet de la STEP (* Valeur indicative obtenue par extrapolation hors gamme d'étalonnage)

Les seuils de détection de la méthode utilisée, seule disponible à l'ENGEES, semblant trop élevés par rapport aux concentrations effectives du rejet, une approche plus théorique a été menée à partir de l'analyse des teneurs métalliques des boues.

Estimation des teneurs métalliques des eaux brutes par l'étude des boues

Cette étude a pour objectif de caractériser le bassin versant du réseau par la pollution métallique moyenne qu'il génère de façon à déterminer sa typologie par rapport à celles déjà connues grâce à la bibliographie (site urbain faiblement urbanisé, site urbain fortement industrialisé...). L'étude permettra également de déterminer des ordres de grandeur des concentrations moyennes de polluants métalliques rejetés dans le milieu naturel *via* la STEP.

Dans cette étude, les données fournies par des analyses régulières des teneurs métalliques des boues de la STEP de Roppenheim sont utilisées et les calculs théoriques sont en partie basés sur les rendements épuratoires des métaux ainsi que sur la fraction métallique particulaire. Les analyses sur les métaux sont réalisées à la demande du Conseil général du Bas-Rhin dans le cadre de la norme NF U 44041 qui s'appliquait aux boues de station d'épuration épandues sur des terres agricoles jusqu'en début 1998.

Le calcul mené va permettre d'évaluer, à partir des concentrations métalliques moyennes des boues, les concentrations métalliques annuelles moyennes dans les eaux brutes d'entrée de la STEP. Dans une large approximation, on considère que la qualité moyenne des eaux brutes de la STEP est représentative de celle de l'ensemble des eaux unitaires du réseau parvenant à la STEP. En particulier, les concentrations moyennes calculées des eaux brutes seront considérées comme représentatives de celles des eaux unitaires du réseau au droit de la STEP.

La démarche de calcul adoptée est basée sur le principe de conservation de la masse du toxique étudié, depuis son arrivée à la STEP dans les eaux brutes jusqu'à sa sortie de la STEP dans l'eau traitée. Les boues extraites correspondant à des périodes de traitement assez longues, cette conservation de la masse sera appliquée sur une année, c'est à dire que les paramètres de fonctionnement liés à la station seront déterminés à partir d'observations annuelles. L'année type considérée pour la détermination de ces paramètres est l'année 1997 car elle correspond à un fonctionnement optimal des capteurs d'instrumentation des rejets du site de la STEP, à savoir le rejet de la STEP proprement dite ainsi que la surverse du déversoir d'orage placé en amont immédiat de cette dernière. Les valeurs utilisées et déterminées dans

les calculs sont des moyennes journalières, calculées sur l'intervalle d'une année. Les valeurs des concentrations métalliques des boues retenues sont obtenues par moyenne des valeurs mesurées depuis 1991, soit en tout 8 analyses.

Deux hypothèses de calcul sont adoptées, conduisant à deux estimations des teneurs métalliques des eaux d'entrée de la STEP. Ces deux hypothèses sont fondées sur le traitement des MES par la STEP, donc indirectement sur le traitement des métaux, puisqu'une majorité de ces derniers est liée à la fraction particulaire :

❶ : la STEP a un rendement moyen annuel de traitement des MES de l'eau d'entrée optimal, en particulier sans dysfonctionnement de temps de pluie (cas théorique)

❷ : la STEP présente un rendement moyen annuel de traitement des MES sensiblement diminué par des départs de boues hors du système, en particulier par temps de pluie (cas réel).

La valeur de concentration des boues est tirée du tableau ci-dessous pour chaque métal. Malgré la variabilité importante de la teneur en certains métaux comme le Cr ou le Ni, toutes les données ont été conservées, ces fortes variations témoignant vraisemblablement d'une succession d'événements particuliers qui doivent être pris en considération à l'échelle de l'année.

date du prélèvement	Teneurs métalliques des boues (mg/kg de MS)							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
28/12/90	2,00	170,00	230,00	0,40	120,00	180,00	2,00	1460,00
28/06/91	4,00	40,00	240,00	0,10	20,00	200,00	2,00	1460,00
20/12/91	5,00	40,00	270,00	0,90	110,00	200,00	1,00	1700,00
09/10/92	2,85	35,40	252,00	0,60	27,30	181,00	1,08	1469,00
10/12/93	1,60	27,90	232,00	0,57	23,80	113,00	0,72	1215,00
02/03/94	2,01	30,30	275,00	0,66	25,00	128,00	1,19	1612,00
14/10/94	1,79	30,70	242,00	0,72	28,30	138,00	1,71	1372,00
26/09/97	1,90	30,00	242,00	1,20	21,00	136,00	0,70	1261,00
moyenne	**2,64**	**50,54**	**247,88**	**0,64**	**46,93**	**159,50**	**1,30**	**1443,63**
écart-type	***1,23***	***48,49***	***16,67***	***0,33***	***42,20***	***34,50***	***0,53***	***163,01***
écart-type / moyenne	*46,6%*	*96,0%*	*6,7%*	*50,6%*	*89,9%*	*21,6%*	*41,1%*	*11,3%*

Concentrations métalliques des boues de la STEP de Roppenheim ;
Analyses demandées par le Conseil Général du Bas-Rhin.

La validité des moyennes considérées et des mesures dont elles sont issues est confirmée par une analyse ponctuelle réalisée par l'ENGEES. Les résultats analytiques sont du même ordre de grandeur que ceux déterminés pour le CG du Bas-Rhin.

Les concentrations métalliques dans les eaux brutes, obtenues suivant les deux hypothèses identifiées, sont du même ordre de grandeur, sauf pour le Ni. Comparons l'ensemble des résultats obtenus aux valeurs retrouvées dans la bibliographie. En l'absence de précision, les données rapportées par les auteurs sont considérées exprimées en µg/l de métal total (particulaire + dissous). Si tel n'était pas le cas, il faudrait diviser les valeurs obtenues pour la STEP de Roeschwoog par 10 avant de faire une analyse comparée des données :

- Cd : en considérant une fraction dissoute de 10% dans les eaux brutes, la concentration en Cd dissous des eaux brutes de la STEP de Roeschwoog est de 0,09 µg/l, soit 30 à 50 fois

moins importante que les plus faibles valeurs rapportées pour des eaux de ruissellement de bassin versant urbain (ville et résidentiel).

- Cu : les concentrations déterminées à Roeschwoog figurent parmi les plus basses répertoriées en eaux unitaires.
- Pb : les valeurs calculées sont très en dessous des concentrations qui ont pu être mesurées (presque 2 fois moins que les plus petites moyennes répertoriées en unitaire).
- Zn : les concentrations calculées à Roeschwoog sont du même ordre de grandeur que certaines des valeurs rapportées par les auteurs, mais sont deux fois inférieures à la moyenne rapportée par Ellis (1989), et déterminées pour un large éventail de sites en Europe.

Globalement, les eaux usées brutes de la STEP de Roeschwoog sont donc peu chargées en éléments métalliques. Ceci est d'autant plus vrai si les valeurs bibliographiques sont exprimées en métal dissous (ce qui est habituellement le cas) et non en métal total comme cela a été considéré.

V.1.2. Etude de son bassin versant

Cette caractérisation consiste à recenser les activités anthropiques susceptibles d'être à l'origine de la présence de polluants organiques et de micropolluants toxiques dans le réseau d'assainissement relié à la STEP.

La synthèse et la quantification des types d'activité présentes sur le bassin versant de la Communauté de Communes ont été réalisées à l'aide des pages blanches de l'annuaire de France Télécom de 1994. La caractérisation de la pollution susceptible d'être générée par ces activités s'appuie sur l'étude bibliographique de l'origine des différents polluants rencontrés dans les eaux pluviales et dans les eaux usées urbaines.

Type d'activité	Nombre d'unités (1994)	Pollution susceptible d'être retrouvée dans les eaux :	
		PLUVIALES	USEES URBAINES
Garage automobile ou agricole	8	- hydrocarbures (HAP...) - huiles - solvants - Pb, Cd, Zn, Cu	idem que pour le pluvial mais en quantités bien moindres (hygiène des mains, nettoyage de tissus)
Carrosserie automobile	1	- hydrocarbures (HAP...) - huiles - solvants - Pb, Cd, Zn, Cu, Fe - chlorures	idem que pour le pluvial mais en quantités bien moindres (hygiène des mains, nettoyage de tissus)
Entreprise de menuiserie ; scierie	7	- As, Cr, Cu, phénols, HAP (naphtalène), PCB, xylène, toluène (agents de conservation et de traitement du bois) - Pb, Zn, Ni - MES	
Tous matériaux pour la maison et installateurs	10	- Al, Fe (ferronnerie) - autres métaux	
Peinture : entreprise, vente	3	- Pb, Zn, Cu, As, Ni - organochlorés HAP, AOX	

Type d'activité	Nombre d'unités (1994)	Pollution susceptible d'être retrouvée dans les eaux : PLUVIALES	USEES URBAINES
Terrassement et démolition	2	- MES	
Sablière (en forêt)	1	- MES	
Imprimerie (petite)	1		- As, Cr, Zn - organochlorés - toluène, xylène, stérols
Restauration	17		- MO (graisses...), MES - Pb (pigments de coloration de la vaisselle ; fèces) - Cd, Zn, Ni (fèces) - Hg (désinfectants) - Cu, PCB (produits domestiques)
Boucherie (Charcuterie-Traiteur)	3		- MO (graisses...) - Hg (désinfectants)
Société d'exploitation de la boucherie - charcuterie	1		
Boulanger pâtissier	3		- MO - Cu, PCB (produits domestiques)
Supérette ; fromage en gros	4		- MO - Cu, PCB (produits domestiques)
Coiffure	4		- Pb (teintures capillaires) - Cd (idem et shampooings)
Dentiste (voire chirurgien)	3		- Hg (amalgames)
Pharmacie-kiné	2		
Magasin Vêtements	2		
Facteurs d'orgues + antiquaire	1		- métaux
Monuments funéraires	2	- MES	
Autres commerces	2		
Sociétés de service	4		
Agriculture (maïs principalement)	non estimé	- pesticides - Nutriments - MES	
Elevage (faisans et bétail)	non estimé	- MO - MES - micro-organismes	
Coopérative agricole	2	- MO	- MO
Camping	1	- Cd (pesticides) - pesticides - Nutriments - MES	
Stade	1	- Cd (pesticides) - pesticides - Nutriments - MES	
Déchetterie	1	- huiles - métaux	

Activités professionnelles recensées sur le bassin versant de la Communauté de Communes de Roeschwoog et types de polluants associés susceptibles d'être retrouvés dans les eaux pluviales ou les eaux usées urbaines ;
MO : Matière Organique non directement assimilable.

Dans l'analyse précédente, on suppose que les professionnels font une gestion de leurs déchets respectueuse des réglementations en vigueur. Il n'est par exemple pas envisagé qu'un garagiste vide son huile de vidange dans le « tout-à-l'égout », mais la recycle.

La première constatation que permet de faire le tableau ci-dessus est que les activités présentes sur la Communauté de Communes de Roeschwoog sont essentiellement artisanales et sont représentées par de petites unités, mises à part certaines scieries. Le bassin versant du réseau n'est pas de type industriel !

Une étude plus fine des activités répertoriées, couplée avec la connaissance de l'état de raccordement des différents usagers ainsi que de leur équipement face aux rejets de polluants qu'ils sont susceptibles d'engendrer, permet de dresser un tableau de la pollution véhiculée jusqu'à la STEP.

Hormis l'activité domestique de chaque habitant, les établissements qui contribuent le plus à la charge polluante de temps sec sont les restaurants, les magasins d'alimentation, les salons de coiffure, les cabinets dentaires, l'imprimerie raccordée au réseau, voire le facteur d'orgues. Les polluants dominants semblent ainsi être les métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), les PCB, les MES, la matière organique et dans une moindre mesure les organochlorés, le toluène, le xylène et les stérols. Les graisses ne devraient pas être présentes en quantités excessives puisque les nombreux restaurants de la Communauté de Communes sont équipés de dégraisseurs.

A ces polluants se rajoutent, par temps de pluie, les substances et matériaux véhiculés par les eaux de ruissellement. Ces dernières concentrent une partie de la pollution atmosphérique qui est fonction des courants aériens et des activités industrielles et urbaines voisines. Ces activités peuvent être considérées comme limitées, donc contribuant faiblement à rendre la pollution atmosphérique locale particulièrement prononcée. Les activités professionnelles concernées par les eaux pluviales sont celles qui sont raccordées au réseau d'assainissement. Ce n'est pas le cas des scieries (d'après la Communauté de Communes de Roeschwoog et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse) qui disposent de systèmes de traitement autonomes ou sont connectées sur le réseau d'une commune voisine. La sablière rejette directement dans le milieu récepteur. Quant aux éleveurs, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse signale qu'une partie des effluents de quatre d'entre eux est susceptible de rejoindre le réseau. Dans tous les cas, ceci ne ferait qu'accroître la pollution organique, particulaire et microbienne du réseau d'assainissement. Par ailleurs, beaucoup de garages du bassin versant ne sont pas encore équipés de séparateurs à hydrocarbures. Les polluants susceptibles d'être mobilisés par temps de pluie sont donc les matières organiques et particulaires, les hydrocarbures, huiles et solvants, les métaux (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn), les pesticides et probablement dans une moindre mesure les organochlorés, HAP et AOX.

V.1.3. Conclusions

Les différentes études menées sur la STEP ont permis de préciser la nature de la pollution qu'elle rejette et de caractériser son comportement selon la météorologie.

Par temps sec, la STEP fonctionne globalement bien si l'on considère qu'elle respecte les prescriptions de la législation en vigueur, qui peut tolérer un certain nombre de dépassements. Ce n'est par contre plus du tout le cas en intégrant les rejets de temps de pluie. La pollution organique rejetée au milieu récepteur présente en effet des flux et des concentrations qui peuvent, selon les paramètres, être très supérieurs à ceux de temps sec. Ces flux et concentrations sont très variables d'une pluie à l'autre ainsi que pendant l'événement lui-même. Les rejets de temps de pluie se caractérisent par des charges en matières oxydables et particulaires accrues par rapport au temps sec, suite à une surverse des eaux brutes d'entrée et/ou à une fuite de boues et/ou, dans une moindre mesure, à un départ de fines particules. Les concentrations du rejet présentent probablement de fortes variations qui sont la conjugaison du mélange des eaux de surverses et de sortie de traitement, elles-mêmes caractérisées par des pics de concentration survenant dans les 12 à 15 premières heures de l'événement considéré. La nature des MES est à souligner puisqu'elles ont la particularité de présenter une proportion forte en éléments minéraux, sans oublier les propriétés de liaison/adsorption des métaux et de beaucoup de micropolluants organiques sur les particules organiques qui les constituent en partie. Le flux de pollution particulaire rejetée à l'échelle annuelle dans le milieu récepteur, et les matières oxydables qui lui sont associées, provient par ailleurs à 90% de situations de temps de pluie.

Il ne faut cependant pas systématiser : il existe des événements pluvieux pour lesquels la qualité du rejet est équivalente à celle rencontrée en temps sec dans des conditions « normales » de fonctionnement de la STEP. De même, des dysfonctionnements par temps sec ont été observés surtout en hiver et au printemps, probablement à cause des faibles températures et des sels de déverglaçage répandus sur les routes à cette époque de l'année. Ces dysfonctionnements se traduisent par des concentrations en NH_4, NTK, DCO ou MES dans le rejet qui peuvent être comparables à celles obtenues par temps de pluie.

Pour ce qui est des toxiques, la variété des polluants susceptibles d'être déversés dans le réseau est relativement large, mais concerne principalement les métaux et quelques micropolluants organiques. Vu le faible degré d'urbanisation, et le niveau quasiment nul d'industrialisation, il est très probable que les quantités et charges de polluants présents dans les eaux unitaires se situent dans les fourchettes basses des valeurs qui ont pu être rapportées dans la littérature.

V.2. CARACTERISATION DES EFFETS IN SITU DES REJETS DE LA STEP : EXISTENCE, NATURE ET QUANTIFICATION

La caractérisation des effets *in situ* des rejets de la STEP est double : elle a été réalisée tant au laboratoire que *in situ* et fait appel à un suivi physico-chimique et biologique.

V.2.1. Caractérisation à partir du suivi physico-chimique

V.2.1.1. Qualité des données obtenues et corrections

Fonctionnement des sondes et des capteurs

Les sondes ont subi des tests et des réglages au laboratoire avant d'être installées *in situ*. Une fois en place, leur fonctionnement a été perturbé à plusieurs reprises, ce qui a pu se traduire par une absence de données ou par des données non fiables :

- la crue du 12 novembre 1996 a conduit à l'arrêt des mesures suite à l'endommagement de la sonde placée en amont de Forstfeld
- au cours de septembre 1997, la chute dans la Sauer d'un cheval trop curieux au niveau du site aval à Forstfeld, a " simplement " entraîné l'arrachage de la sonde de son support, sans altération de cette dernière ni des mesures fournies par la suite
- à plusieurs reprises, des recalibrations se sont avérées nécessaires (débranchement interne du connecteur général de la sonde, déprogrammation inexpliquée des canaux, défaillances et problèmes de connectique des capteurs à oxygène, renouvellement des sondes de pH défaillantes)
- des défauts d'enregistrement ont aussi pu se produire (erreur de paramétrage de l'enregistrement, épuisement de la batterie d'alimentation)
- des mesures erronées ponctuelles ont été rencontrées à l'occasion du passage dans le champ de la sonde, d'une sangsue, d'un gammare ou autre invertébré.
- Dans la plupart des cas ci-dessus, les mesures considérées comme erronées ont été supprimées des enregistrements.

Justesse des sondes

Cette justesse est estimée par rapport à des solutions de référence (points de calibration des capteurs) ainsi que par rapport aux mesures faites par des appareils de mesure *in situ*.

Vérification à l'aide d'appareils de mesure de référence : Le tableau ci-dessous fournit une synthèse des écarts relatifs des mesures des sondes, évalué par rapport aux appareils de laboratoire utilisés à chaque sortie (minima, maxima, moyennes et écart-type des valeurs absolues des erreurs déterminées). Cette évaluation est faite pour les capteurs de température, pH, oxygène dissous et conductivité de chaque sonde, chaque année.

		1996				1997				1998			
		Temp.	pH	DO	Cond.	Temp.	pH	DO	Cond.	Temp.	pH	DO	Cond.
FM	Min	-	0,0	3,1	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-
	Max	-	5,1	9,5	32,2	-	-	-	-	-	-	-	-
	Moy.	-	3,3	6,4	14,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	E.T.	-	1,5	3,2	10,6	-	-	-	-	-	-	-	-
FV	Min	0,0	1,3	0,0	0,9	0,0	1,3	0,6	4,3	-	-	-	-
	Max	1,0	4,1	11,3	13,2	1,9	2,6	14,8	11,6	-	-	-	-
	Moy.	0,5	2,1	2,8	7,0	0,6	2,3	5,0	7,9	-	-	-	-
	E.T.	0,5	0,9	4,6	4,7	0,5	0,6	4,2	2,3	-	-	-	-
RM	Min	-	-	-	-	0,0	0,4	0,0	1,6	0,0	0,7	3,4	9,3
	Max	-	-	-	-	3,3	11,8	76,3	13,8	2,2	4,0	10,7	18,1
	Moy.	-	-	-	-	0,9	3,6	11,7	8,8	0,7	2,3	7,3	14,2
	E.T.	-	-	-	-	0,9	3,6	14,0	2,7	0,9	1,5	3,7	3,7
R1	Min	-	-	-	-	0,0	0,3	0,8	1,7	0,0	0,3	0,4	10,1
	Max	-	-	-	-	3,6	34,8	99,4	12,9	1,8	4,9	11,4	13,8
	Moy.	-	-	-	-	0,7	9,0	29,6	7,3	0,6	2,2	6,1	12,2
	E.T.	-	-	-	-	0,8	10,6	38,4	2,3	0,6	1,9	4,5	1,7
R2	Min	-	-	-	-	0,0	-	5,1	10,7	-	-	-	-
	Max	-	-	-	-	1,8	-	28,4	10,8	-	-	-	-
	Moy.	-	-	-	-	1,0	-	16,8	10,7	-	-	-	-
	E.T.	-	-	-	-	0,9	-	16,5	0,0	-	-	-	-

Synthèse des écarts des mesures des sondes à celles d'instruments de référence.

Les mesures fournies par les capteurs sont considérées fiables si leur écart par rapport à l'appareil de mesure de terrain de référence n'excède pas 10 à 15 % maximum. En cas de non-respect de cet " Ecart Maximum Toléré ", les données enregistrées depuis le dernier contrôle satisfaisant et jusqu'au premier contrôle satisfaisant suivant sont corrigées ou supprimées.

- sur l'ensemble des contrôles réalisés, le capteur de température présente le meilleur comportement, avec des écarts à l'appareil de référence inférieurs à 4%.
- le capteur de pH présente de forts écarts en 1997 au site R1, expliqués par sa défaillance. Il a par la suite été remplacé. Un autre écart ponctuel de 20% par rapport à la référence a été constaté.
- Les mesures d'oxygène dissous présentent en 1997 des écarts importants avec les mesures de référence à de nombreuses reprises, qui correspondent tous à des défaillances des capteurs. Les enregistrements correspondants sont effacés.
- les écarts mesurés pour le capteur de conductivité dépassent les seuils fixés principalement au début de la première campagne (1996), à cause d'une mauvaise prise en compte de la correction de température dans la mesure. Aucun enregistrement n'est supprimé mais les mesures de conductivité sont considérées comme indicatives pendant toute la campagne 1996.

Les écarts de la sonde de conductivité placée en RM en 1998 sont en moyenne de 14 % avec un écart type de 4, ce qui laisse supposer un écart relativement constant sur toute la période concernée. Cet écart est donc probablement lié à une différence initiale entre les deux sondes. Cette observation est également valable pour la sonde du site R1 sur la même période, avec des écarts proches de ceux observés en RM. Les mesures des sondes n'ont donc pas la justesse souhaitée, mais leurs écarts respectifs à la valeur réelle sont proches, ce qui ne faussera donc pas la comparaison des sites RM et R1. Les mesures sont donc conservées en l'état.

Après correction des mesures en fonction de ce qui précède, le tableau de synthèse des écarts aux mesures de référence devient :

		1996				1997				1998			
		Temp.	pH	DO	Cond.	Temp.	pH	DO	Cond.	Temp.	pH	DO	Cond.
FM	Min	-	0,0	3,1	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-
	Max	-	5,1	9,5	32,2	-	-	-	-	-	-	-	-
	Moy.	-	3,3	6,4	14,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	E.T.	-	1,5	3,2	10,6	-	-	-	-	-	-	-	-
FV	Min	0,0	1,3	0,0	0,9	0,0	1,3	0,6	4,3	-	-	-	-
	Max	1,0	4,1	11,3	13,2	1,9	2,6	14,8	11,6	-	-	-	-
	Moy.	0,5	2,1	2,8	7,0	0,6	2,3	5,0	7,9	-	-	-	-
	E.T.	0,5	0,9	4,6	4,7	0,5	0,6	4,2	2,3	-	-	-	-
RM	Min	-	-	-	-	0,0	0,4	0,0	1,6	0,0	0,7	3,4	9,3
	Max	-	-	-	-	3,3	11,8	16,9	13,8	2,2	4,0	10,7	18,1
	Moy.	-	-	-	-	0,9	3,6	8,7	8,8	0,7	2,3	7,3	14,2
	E.T.	-	-	-	-	0,9	3,6	5,0	2,7	0,9	1,5	3,7	3,7
R1	Min	-	-	-	-	0,0	0,3	0,8	1,7	0,0	0,3	0,4	10,1
	Max	-	-	-	-	3,6	14,2	13,2	12,9	1,8	4,9	11,4	13,8
	Moy.	-	-	-	-	0,7	4,3	7,1	7,3	0,6	2,2	6,1	12,2
	E.T.	-	-	-	-	0,8	4,4	4,6	2,3	0,6	1,9	4,5	1,7
R2	Min	-	-	-	-	0,0	-	5,1	10,7	-	-	-	-
	Max	-	-	-	-	1,8	-	5,1	10,8	-	-	-	-
	Moy.	-	-	-	-	1,0	-	5,1	10,7	-	-	-	-
	E.T.	-	-	-	-	0,9	-	-	0,0	-	-	-	-

Synthèse des écarts des mesures des sondes à celles d'instruments de référence après suppression des mesures erronées

Vérification à l'aide de solutions de référence : Une analyse détaillée de la vérification est faite pour la campagne 1997. Pour les deux autres campagnes, seuls les tableaux de synthèse des périodes d'acquisition de données assorties de degré de confiance moindre seront présentés.

Les mesures sur site. Le tableau 1 synthétise la dérive des capteurs de chacune des sondes utilisées en 1997 en leurs points d'étalonnage et occasionnellement d'autres points complémentaires. Les erreurs calculées sont relatives sauf pour les points zéro où elles sont absolues et exprimées dans l'unité de mesure.

Ce tableau est analysé en fonction du seuil d'acceptabilité d'erreur que l'on se fixe, au delà duquel il importe de corriger les données ou d'en modérer l'interprétation. Ce seuil est fixé à hauteur de 10%, voire légèrement plus pour l'oxygène dissous au point 100%. Les points au delà de cette limite sont identifiés en grisé dans le tableau. Il ressort ainsi de ce dernier que :

- la dérive du **capteur pH** est faible puisque sur les trois sites, cette dérive entraîne au maximum 7% d'erreur.
- la dérive des **capteurs de conductivité** est acceptable (l'erreur maximale rencontrée n'excède pas 10%, même en considérant une valeur très éloignée de celle du point de calibration)
- les **capteurs d'oxygène** donnent satisfaction aux points zéro (erreur absolue maximale de 0,3 mg/l ou 3%)
- ils montrent des erreurs très supérieures à 10% au point de saturation en FV. Une erreur de 18% est en effet obtenue et elle correspond effectivement à une mauvaise calibration du capteur au moment de la remise en place de la sonde suite à une interruption prolongée. Le capteur visiblement mal étalonné a fait l'objet d'un

nouvel étalonnage par la suite. Si l'on ôte cette valeur exceptionnelle, l'erreur maximale n'est plus que de 13%, ce qui est tout à fait satisfaisant. Le raisonnement est le même pour la mesure, ce même jour, du canal étalonné en mg/l, puisqu'il fait référence au même capteur! L'erreur maximale alors observée est de 16 % en R1, ce qui correspond à une recalibration. Mis à part ce point obtenu peu avant la panne du capteur, les écarts par rapport aux valeurs théoriques sont convenables puisqu'ils sont en moyenne de 6,1 avec un écart type de 2,7.- les erreurs maximales rencontrées pour les **capteurs de turbidité** sont souvent hors limite fixée pour tous les sites. Certaines de ces valeurs ont été générées le même jour, ce qui laisserait supposer des erreurs de manipulations par les opérateurs. En acceptant cette hypothèse et en ignorant ces valeurs, on obtient des erreurs acceptables pour FV seule.

⇒ RM présente des erreurs de l'ordre de 18 % sur sa gamme haute à 80, 200 et 400 NTU. La première est difficile à expliquer à part peut être sa situation en début de campagne, avec des expérimentateurs peu " rodés " ou tout simplement une instabilité chronique liée au dispositif de lecture et /ou à la sonde. La seconde, à 200 NTU est la seule sur six vérifications à dépasser la limite fixée et elle est réalisée au laboratoire ce qui indiquerait une dérive de la sonde entre la dernière vérification terrain et le contrôle laboratoire, soit depuis le 29/10/1997. La dernière erreur à 400 NTU étant la seule mesure de terrain disponible, à opposer à une mesure au laboratoire d'erreur satisfaisante, on peut penser qu'il s'agit là d'un problème de manipulation in situ. Il conviendra cependant d'être prudent pour l'analyse des données de turbidité haute de cette sonde, et en particulier pour des valeurs dépassant 80 NTU (gamme haute).

⇒ R1 montre une erreur maximum de 60% pour sa gamme haute à 400 NTU. Elle correspond très probablement à une mauvaise adéquation entre la valeur de la résistance du " circuit turbidité " de la sonde et le capteur qui y est fixé. Les vérifications à 200 NTU et en deçà sont cependant satisfaisantes, mis à part deux (erreur de 17 et 25 %). Une de ces vérifications hors limite fixée coïncide avec deux autres réalisées le même jour pour une même valeur de turbidité. Une erreur systématique (solution, opérateur) peut donc être à l'origine des décalages observés ce jour ci.

⇒ Pour cette sonde encore, il convient de considérer les valeurs très supérieures à 200 NTU avec précautions, voire même comme indicatrices à partir du 6/06/97. La gamme basse montre elle aussi une faiblesse puisqu'elle ne permet pas des mesures plus élevées que 80 NTU (saturation du capteur), observation renouvelée au laboratoire après récupération des sondes en fin de campagne. Cette saturation n'est pas cause d'erreur dans l'interprétation de données puisqu'au delà de 80 NTU, ce sont les mesures générées par le capteur de turbidité de gamme haute qui sont prises en compte.

paramètres		FV				RM				R1			
		Min	Max	Moy	E. T.	Min	Max	Moy	E. T.	Min	Max	Moy	E. T.
pH (u.pH)	4 et 7	0,0	1,3	0,5	0,6	2,0	3,7	2,8	2,3	0,6	7,3	3,4	3,4
Oxygène dissous	0%*	0,3	3,0	1,2	1,2	0,2	3,0	0,9	1,2	0,1	1,0	0,3	0,4
	0 mg/l*	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
	100%	0,7	18,6	6,5	6,4	0,0	11,3	6,7	4,1	0,6	9,6	4,9	2,9
	saturation (mg/l)	0,1	25,3	6,0	7,7	0,1	12,4	6,0	4,3	3,3	15,7	7,3	4,2
Turbidité basse	0*	0,1	6,7	1,4	2,4	0,0	8,1	2,6	3,0	0,1	7,8	3,2	3,3
(NTU)	50, 80, 100	1,9	18,8	6,6	6,4	4,0	4,0	5,1	2,8	0,1	20,0	3,4	7,3
	50, 80	1,9	18,8	7,4	7,9	1,1	8,4	5,3	3,1	0,1	2,0	0,7	0,7
Turbidité haute	80, 100, 200, 400	1,0	21,3	7,1	5,7	1,0	19,5	8,3	6,3	0,0	60,5	10,4	14,4
(NTU)	80, 100, 200	3,5	11,5	7,0	5,6	1,0	19,5	7,7	6,2	0,0	25,0	7,2	6,7
Conductivité	720, 1290	0,4	9,8	2,4	3,4	0,4	9,9	3,8	4,1	0,0	3,0	1,1	1,3
(µS/cm)	720	0,4	2,5	1,2	1,0	0,4	9,9	2,4	3,4	0,0	2,8	0,7	1,1

** : les erreurs calculées pour ces paramètres/points de référence sont des erreurs absolues*

Tableau 1 : Eléments statistiques sur les erreurs des capteurs par rapport à leurs points de calibration (campagne 1997).

paramètres		FV				RM				R1			
		Min	Max	Moy	E. T.	Min	Max	Moy	E. T.	Min	Max	Moy	E. T.
pH (u.pH)	4 et 7	0,0	1,3	0,5	0,6	2,0	3,7	2,8	2,3	0,6	7,3	3,4	3,4
Oxygène dissous	0%*	0,3	3,0	1,2	1,2	0,2	3,0	0,9	1,2	0,1	1,0	0,3	0,4
	0 mg/l*	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
	100%	0,7	12,7	5,0	4,8	0,0	11,3	6,7	4,1	0,6	9,6	4,9	2,9
	saturation (mg/l)	0,1	7,5	3,5	2,6	0,1	12,4	6,0	4,3	3,3	9,9	6,1	2,7
Turbidité basse	0*	0,1	6,7	1,4	2,4	0,0	8,1	2,6	3,0	0,1	7,8	3,2	3,3
(NTU)	50, 80, 100	1,9	7,3	4,2	2,7	4,0	4,0	5,1	2,8	0,0	2,0	0,7	0,7
	50, 80	1,9	7,0	3,7	2,9	1,1	8,4	5,3	3,1	0,1	2,0	0,7	0,7
Turbidité haute	80, 100, 200, 400	1,0	11,5	5,8	3,7	1,0	9,0	5,0	2,8	0,0	17,0	6,1	4,6
(NTU)	80, 100, 200	3,5	8,8	7,0	3,3	1,0	9,0	4,7	2,7	0,0	17,0	5,9	4,7
Conductivité	720, 1290	0,4	9,8	2,4	3,4	0,4	9,9	3,8	4,1	0,0	3,0	1,1	1,3
(µS/cm)	720	0,4	2,5	1,2	1,0	0,4	9,9	2,4	3,4	0,0	2,8	0,7	1,1

** : les erreurs calculées pour ces paramètres/points de référence sont des erreurs absolues*

Tableau 2 : Reprise des éléments statistiques du tableau 1, suite à l'explication de certaines valeurs extrêmes (campagne 1997).

Les mesures au laboratoire. Le bilan réalisé au laboratoire en fin de campagne 1997 confirme les observations réalisées *in situ*, à savoir :

- un très bon comportement des capteurs de pH, de température et de conductivité
- le capteur à oxygène de FV (le seul encore en service) en bon état de fonctionnement
- des capteurs de turbidité considérés comme suffisamment justes en gamme basse (erreurs de l'ordre de 10% pour des turbidités étalon de 0, 10, 40, et 80 NTU). En gamme haute, le capteur de FV présente des écarts inférieurs à 10 %, sauf en 160 NTU (15 % d'erreur), ce qui reste acceptable. La sonde de RM montre des écarts maximum de 16 à 20 % pour des turbidités de 160 et 200 NTU respectivement. Le capteur de R1 a un comportement conforme aux limites fixées pour des turbidités inférieures ou égales à 200 NTU. Au delà, les écarts peuvent atteindre 95 % ! Le capteur de R2 présente lui aussi des dérives excessives à partir de 400 NTU (30 % d'erreur)

Synthèse de la qualité des mesures de la campagne 1996. C'est le capteur à oxygène du site FM qui présente des dysfonctionnements. La fréquence des vérifications conduit à définir la période entre le 27/9/96 et le 8/10/96 comme probablement assortie de fortes erreurs. Les données correspondantes ont donc été supprimées.

Synthèse de la qualité des mesures de la campagne 1997. Les périodes pendant lesquelles les données sont assorties d'une erreur supérieure à l'erreur maximum tolérée figurent dans le tableau ci-dessous pour chaque sonde et chaque paramètre.

SITE	**Oxygène dissous**	*Turbidité haute*
FV	***du 8/7/97 au 17/7/97 (20 % d'erreur)***	***le 23/09/97 (erreur de 20 % à 80 NTU en gamme haute et basse)***
RM	/	- du 23/5/97 au 06/06/97 (18 % d'erreur à 80 NTU) ***- du 29/10/97 au 7/11/97 (20 % d'erreur à 200 NTU***
R1	***à partir du 17/7/97 (16 % d'erreur)***	- le 26/8/97 (erreur de 17 % à 200 NTU) - le 23/09/97 (erreur de 25 % à 80 NTU, gamme haute) - les turbidités supérieures à 200 NTU sont surestimées (jusqu'à 95 % d'erreur)
R2		***erreur de 30 % à partir de 400 NTU***

Périodes avec des mesures des sondes de qualité très probablement insatisfaisante et dates des erreurs ponctuelles identifiées (campagne 1997)

Le capteur de conductivité n'apparaît pas dans ce tableau. Les écarts enregistrés sont en effet de l'ordre de 4% en moyenne. Dans l'analyse faite par rapport à l'appareil de mesure " de référence " les capteurs RM et R1 présentaient des écarts de l'ordre de 15 %. Les solutions

étalons étant renouvelées régulièrement, il paraît probable que les sondes précédentes soient plus justes que l'appareil " de référence " lui-même. Les remarques faites page 51 sur la justesse sont donc à moduler.

Synthèse de la qualité des mesures de la campagne 1998 : En 1998, seuls les capteurs d'oxygène dissous ont fait l'objet de vérifications régulières *in situ* à saturation. Seule la période du 16 au 22 juin présente un écart à la valeur théorique maximum de 16 % pour RM. R1 présente une défaillance le 22 juin, enrayée le 25 du même mois.

Les analyses réalisées au laboratoire à l'issue de la campagne apportent des compléments pour R1 seule (RM ayant subi une déconnexion interne avant la fin de la campagne) : tous les capteurs de R1 présentent des erreurs par rapport aux solutions étalons utilisées bien inférieures à l'erreur maximale tolérée.

Origine des erreurs observées : Ces campagnes de vérifications ont été l'occasion de " tester " le matériel en conditions réelles et de sentir à quel point la variabilité d'un contrôle à l'autre peut être liée aux conditions extérieures comme à la faible adaptation du matériel à des vérifications/étalonnages *in situ*. Les difficultés rencontrées pour l'obtention des points de contrôle sont en effet multiples :

- les mesures ont été faites *in situ,* dans des conditions variables, qui peuvent donc induire une variabilité dans les contrôles réalisés. En particulier, la mesure d'oxygène dissous dans l'air (pour la saturation) peut être perturbée par le vent et/ou l'exposition au soleil, malgré les précautions prises (sonde recouverte d'un mouchoir humide et protégée du vent à l'intérieur d'un cylindre en PVC clair).
- le support sur lequel on place la sonde et sa coupelle de calibration ne sont pas toujours très stables ni parfaitement horizontaux, ce qui peut favoriser le mouvement des solutions étalon d'un puits à l'autre et induire ainsi une instabilité de la mesure. Ceci a une influence en particulier sur les capteurs de turbidité et de conductivité. Le premier a par ailleurs tendance à manifester une certaine instabilité lors des mesures en coupelle réalisées au laboratoire. La configuration des puits de calibration nécessite l'introduction d'une quantité précise de solution étalon : une insuffisance entraîne l'immersion incomplète des capteurs, un pêché par excès une fuite de la solution, ayant à court terme les mêmes conséquences. Les inconvénients de la coupelle de calibration sont tels que, pour plus de fiabilité dans les calibrations et les vérifications, les capteurs sont passés en revue les uns après les autres et non simultanément comme le permet théoriquement la coupelle.

A noter également que 6 opérateurs ont été amenés à effectuer ces vérifications, ce qui peut là encore être source de variabilité d'une vérification à l'autre.

Conclusions :

Au vu de l'analyse du suivi de la justesse des sondes, des conditions dans lesquelles les suivis ont été réalisés ainsi que de l'objectif fixé, les erreurs de mesures sont considérées comme satisfaisantes sur toute la durée de l'étude diminuée des périodes identifiées dans l'analyse, où il conviendra de mener une interprétation prudente des données. Globalement, c'est le capteur de turbidité qui pose le plus problème par son instabilité et sa justesse, ce qui peut être en partie lié à des procédés de manutention préétablis et des réglages électroniques non optimums. Le capteur à oxygène présente également quelques défaillances précoces non expliquées, ainsi que des problèmes de connectique.

Mesures aberrantes des sondes

Les données recueillies sont analysées de façon globale en passant en revue les minima et maxima enregistrés chaque jour sur chaque site. La connaissance de ces paramètres, de leur signification ainsi que de leur plage de variation dans les milieux récepteurs, permet de détecter des mesures aberrantes et d'en rechercher la cause. Ceci concerne principalement l'oxygène, dont la quantité dissoute dans l'eau est limitée par la température de cette dernière ainsi que par la pression atmosphérique. A défaut de pouvoir appliquer une correction sur ces valeurs, elles sont supprimées.

Encrassement des sondes

Au vu de la dérive des sondes ainsi que de l'encrassement qu'elles peuvent subir, il est nécessaire de corriger les paramètres turbidité et oxygène dissous. Avant cela, il convient de déterminer la valeur réelle de turbidité à partir des deux mesures enregistrées en gammes basse et haute.

→ *Fusion des deux gammes de turbidité :* Pour plus de précision dans les mesures de turbidité et conformément à la configuration des sondes Solomat, deux gammes de mesure de la turbidité ont été utilisées. Pour ne disposer que d'une seule mesure, il convient de déterminer le seuil à partir duquel on considère telle ou telle gamme de turbidité comme étant la plus indicatrice des conditions réelles de turbidité du milieu.

La gamme basse recouvre par construction un intervalle de 0 à 100 NTU alors que la gamme haute balaie un intervalle allant de 50 à 4000 NTU. Toute valeur comprise entre 50 et 100 NTU convient donc théoriquement comme valeur seuil et devrait être identique dans les deux gammes. Un point particulier dans cet intervalle est 80 NTU, point de calibration commun entre les deux gammes de turbidité. C'est la valeur de turbidité à laquelle, théoriquement, l'erreur de mesure des sondes est la plus petite. Il paraît donc judicieux de choisir cette valeur comme point commun entre les deux gammes haute et basse de turbidité.

Des vérifications en laboratoire sur la dérive des sondes après la campagne 1997 ont montré que la sonde S3 saturait à 80 NTU puisqu'elle affiche 80 NTU pour des solutions de formazine de valeur théorique 80 et 100 NTU. Pour cette sonde, la valeur seuil choisie est donc de 75 NTU. De façon à rester homogène entre toutes les sondes, c'est également la valeur retenue pour les autres sondes. **La séquence des données de turbidité est reconstituée en considérant les mesures fournies par la gamme basse pour des turbidités de gamme basse inférieures ou égales à 75 NTU et les mesures de la gamme haute pour des turbidités mesurées en gamme basse supérieures à 75 NTU.**

→ *Correction de la dérive des capteurs de turbidité :* Les contrôles réalisés au laboratoire à l'issue de la campagne de 1997 ont permis de corriger la dérive de la sonde située en R1 qui présentait des erreurs jusqu'à 60 % pour un contrôle à 400 NTU. Cette correction est réalisée à partir de la courbe réelle d'étalonnage du capteur de turbidité pour des valeurs supérieures à 200 NTU. Cette courbe est présentée dans la Figure V-2. Le meilleur ajustement trouvé est de type puissance et il est très satisfaisant puisque le coefficient de corrélation est de 0,999.

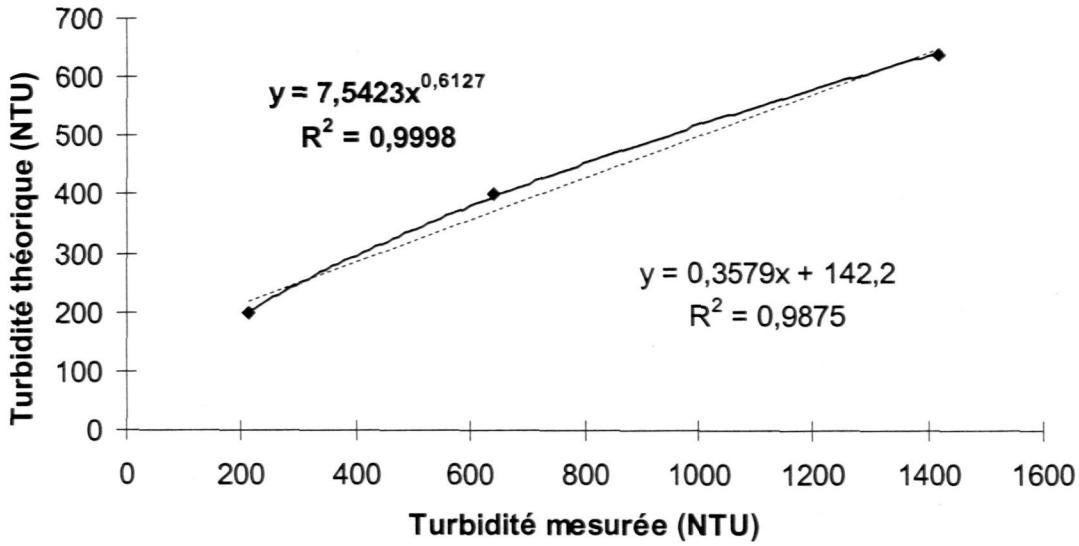


Figure V-2 : Courbe d'étalonnage expérimentale du capteur de turbidité de la sonde placée en R1. Courbe réalisée pour des valeurs supérieures à 200 NTU.

Toutes les valeurs du capteur aval à la STEP strictement supérieures à 200 NTU sont corrigées par l'équation de la courbe d'étalonnage ainsi définie.

D'après le tableau 2, une fois les causes d'erreurs fortes corrigées voire ignorées, les erreurs relatives des capteurs de turbidité ne dépassent pas ponctuellement 20%. Ne connaissant pas le début de la dérive entre deux contrôles, ni sa cinétique, aucune correction n'est réalisée sur les périodes de mesure correspondant à ces erreurs.
Les mesures brutes, obtenues par les sondes, ayant été ramenées, dans la mesure du possible, aux valeurs qui auraient dû être mesurées si la calibration de la sonde était correcte, on peut maintenant procéder à la correction d'encrassement du capteur.

→ *Correction de l'encrassement du capteur de turbidité :* L'observation des résultats de la campagne d'encrassement permet d'orienter cette correction. Rappelons que cette dernière a consisté à placer, à l'aval de la STEP, deux sondes en parallèle : une sonde nettoyée tous les jours dans la mesure du possible (ou *sonde de référence*) et une sonde nettoyée occasionnellement (ou *sonde test*). La comparaison des deux sondes devrait permettre de déterminer la cinétique de l'encrassement en fonction de la météorologie et/ou du temps d'exposition/de mesure sans nettoyage.

L'observation des résultats de cette campagne (voir Figure V-3) suggère, sur la plage de valeurs atteintes et au moins par temps sec, un encrassement de type exponentiel, fonction du temps de mesure sans nettoyage et très probablement des quantités de matières en suspension auxquelles la sonde est exposée.

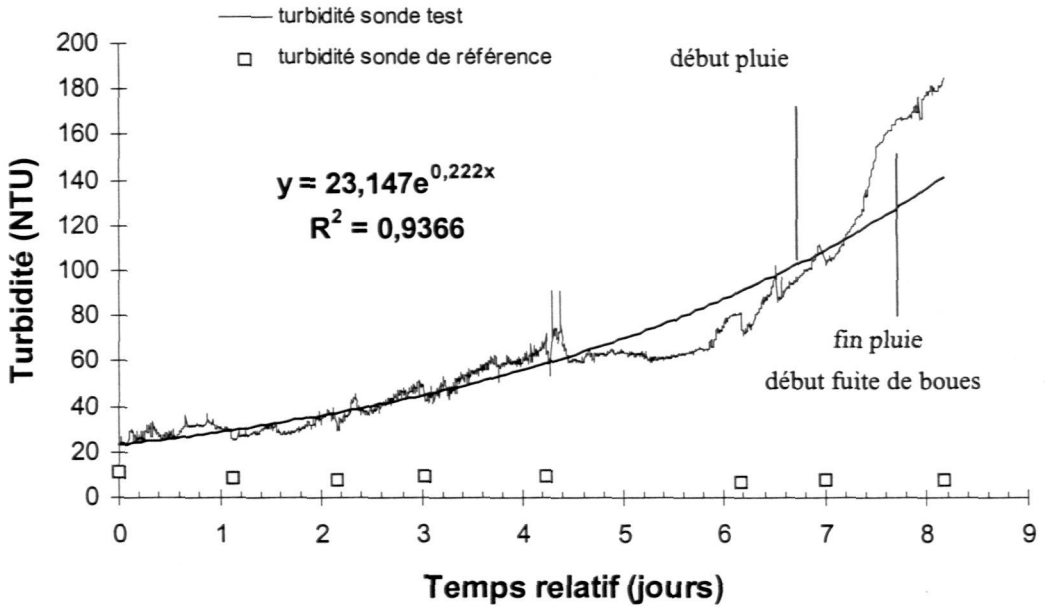


Figure V-3 : Campagne d'encrassement : comparaison de la turbidité de la sonde de référence et de la sonde test.

D'où l'idée de construire, sur toute la campagne 1997 et pour chaque site (donc pour chaque sonde), le diagramme de l'encrassement du capteur de turbidité entre deux nettoyages en fonction du "flux de turbidité" (en NTU×jour) ayant été expérimenté par la sonde pendant ce même laps de temps (voir Figure V-4).

Pour plus de simplicité, les enregistrements encadrés par deux nettoyages ont été regroupés par fichiers. Il n'y a donc pas eu de nettoyage de sonde entre la première et la dernière mesure enregistrée sur chaque fichier. Pour la construction de la Figure V-4, les fichiers correspondant à des nettoyages incertains de la sonde, voire à des nettoyages "naturels" de cette dernière qui peuvent se produire parfois (chute brutale de la turbidité sans explication rationnelle autre que le choc contre un objet ou des conditions hydrauliques particulières entraînant un détachement/arrachage d'une partie des matières fixées sur la sonde) n'ont pas été pris en compte. De plus, seuls les fichiers correspondant à des encrassements supérieurs à 5 NTU sont retenus. Les mesures de turbidité des fichiers correspondant à ces encrassements minimes ne seront pas modifiées. Hypothèse est en effet faite que l'encrassement entre deux nettoyages ne diminue pas (pas d'autonettoyages). Cette hypothèse n'est pas vérifiée dans tous les cas, mais sans elle, aucune correction de l'encrassement ne serait envisageable.

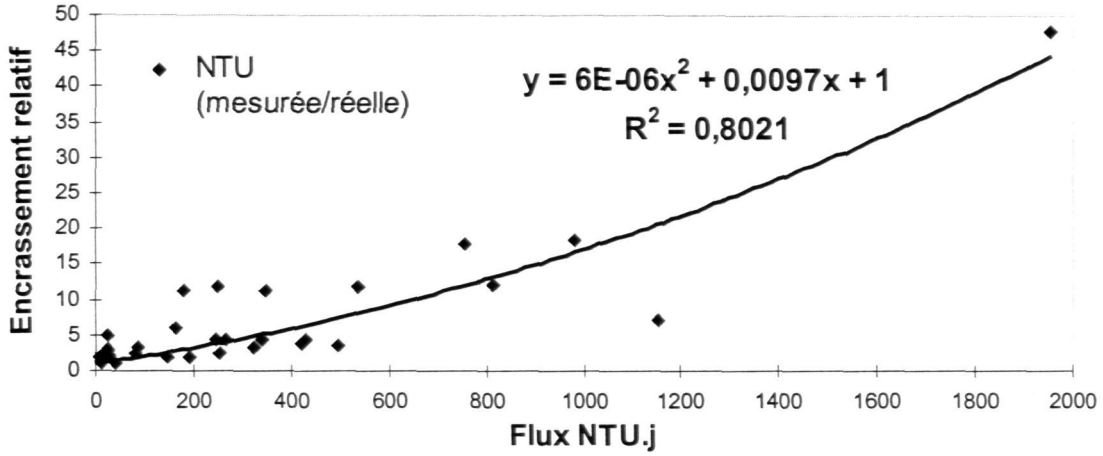


Figure V-4 : Diagramme de l'encrassement du capteur de turbidité placé en R1 en fonction du "flux" de turbidité auquel il a préalablement été exposé.

V.2.2. Campagnes de temps sec à Roppenheim amont et aval

Campagne temps sec	Roppenheim amont			Roppenheim aval		
	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne
Température en °C	12,60	14,50	13,53	12,40	14,30	13,42
pH	7,32	7,57	7,48	6,75	9,73	8,96
DO %	65,60	94,80	84,36	66,00	98,90	85,06
Turbidité basse (NTU)	14,70	55,30	25,37	7,00	64,70	18,89
Turbidité haute (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Conductivité en µS/cm	296,90	542,70	355,80	301,20	573,40	357,78
DO en mg/L	6,54	9,25	8,28	6,57	9,94	8,52
Niveau en dm	/	/	/	1,80	5,04	3,68

Minimum, maximum et moyenne des paramètres enregistrés lors de la campagne de temps sec du 23 mai au 3 juin 1997

Température :

Pour ce paramètre, on observe une variation cyclique qui correspond au cycle jour - nuit. L'amplitude de ce cycle est au maximum de 1 °C. Le maximum de température est atteint en fin journée entre 17h00 et 21h00, on observe à ce niveau un pallier qui dure en moyenne 3h00. Le minimum de température est atteint en début de journée entre 6h00 et 8h00 ; à ce niveau le pallier est de 1h00, sauf pour le 2 juin 1997 où il dure 4h00.

pH :

Comme les valeurs mesurées par la sonde Solomat ne correspondaient pas aux valeurs obtenues avec le pH-mètre de terrain, le capteur de pH a été démonté de la sonde Solomat le 2 juin 1997. Au regard des valeurs enregistrées au cours de cette campagne de temps sec aucune analyse n'est possible.

Pour la sonde amont, on observe une variation en fonction du cycle jour - nuit mais avec une très faible amplitude, de l'ordre du $10^{ème}$ d'unité pH. Le maximum est atteint dans la journée pour une valeur moyenne de 7,54 unité pH. Le minimum est atteint la nuit pour une valeur moyenne de 7,42 unité pH.

Oxygène dissous : DO % et DO $mg.L^{-1}$:

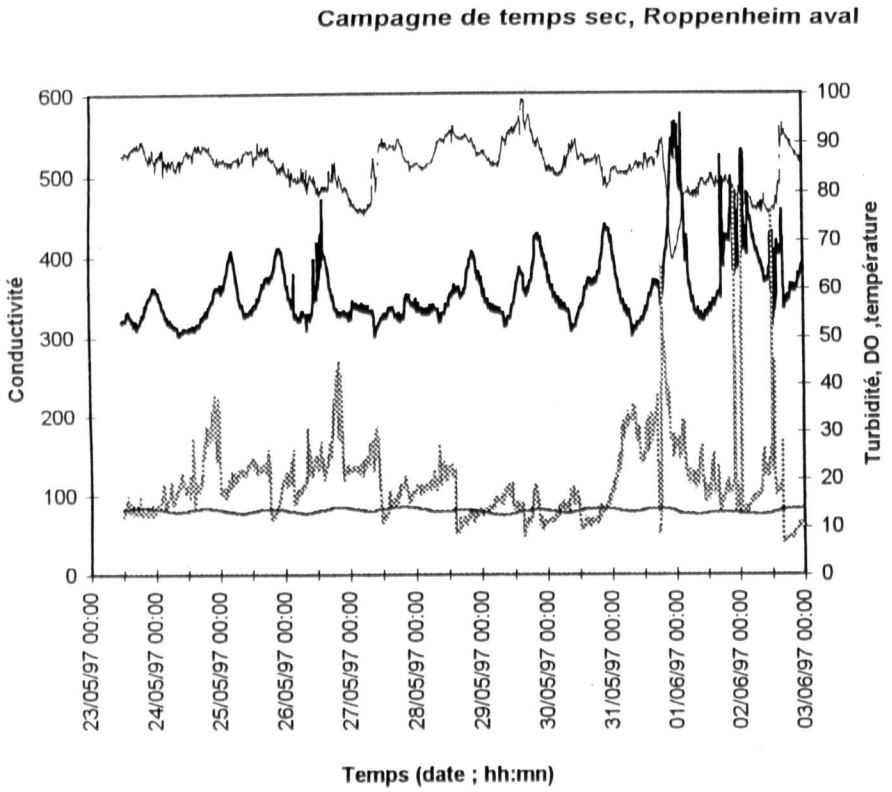
Les courbes de l'oxygène dissous exprimées en % et en $mg.L^{-1}$ ont bien sûr le même aspect aux différences d'unités près.

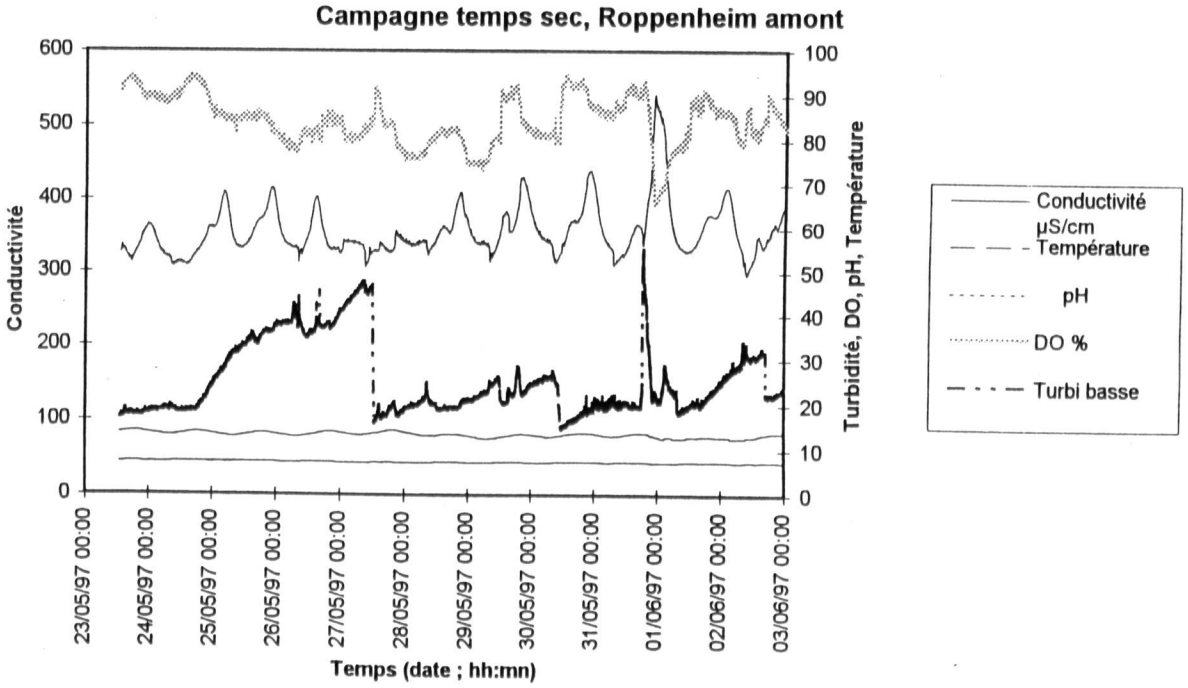
La variation de ce paramètre est à associer aux variations de la température car c'est le principal paramètre intervenant dans la dissolution de l'oxygène.

La quantité d'oxygène dissous est également liée à l'activité biologique, et notamment la photosynthèse et la respiration des végétaux. On peut distinguer l'alternance entre un maximum et un minimum de DO. Le maximum correspond à l'après-midi, avant les températures maximales, et quand l'ensoleillement est maximal. Le minimum correspond à la nuit lorsque les végétaux respirent et consomment de l'oxygène. On observe à l'aval beaucoup plus de variations ponctuelles, probablement liées aux rejets de la STEP. Ce phénomène rend la courbe aval beaucoup moins nette que la courbe amont.

Turbidité :

Les variations de la turbidité sont dues aux M.E.S. La principale différences entre l'amont et l'aval vient du fait que la sonde de l'aval a été nettoyée quotidiennement pour la campagne d'encrassement. Ceci explique que pour l'amont il y ait une augmentation régulière de la turbidité due à l'encrassement du capteur jusqu'au 27 mai 1997, jour du nettoyage. On observe à l'aval beaucoup plus de variations ponctuelles liées au rejets de la STEP.


Campagne de temps sec, Roppenheim aval
Conductivité
Turbidité, DO ,température
Temps (date ; hh:mn)
Conductvité µS/cm
DO %
Turbi basse
Température °C


Campagne temps sec, Roppenheim amont
Conductivité
Turbidité, DO, pH, Température
Temps (date ; hh:mn)
Conductivité µS/cm
Température
pH
DO %
Turbi basse

Conductivité :

Les variations de la conductivité semblent également suivre un cycle jour – nuit, probablement lié à l'activité des micro-organismes qui dégradent les matières organiques en matière minérales. Les maximum se situent la nuit. Le pic se forme en trois étapes : il y a un premier petit pic qui fait la moitié du plus grand, vient ensuite le plus grand pic où la valeur maximum est atteinte, puis la valeur diminue avec un très faible pallier avant d'atteindre la valeur minimum. On observe à l'aval beaucoup plus de variations ponctuelles probablement liées aux rejets de la STEP.

Les variations importantes du 2 juin 1997 sont probablement dues à une sangsue qui était dans le capteur de conductivité et découverte lors du nettoyage du 3 juin.

Niveau de la rivière :

Si on considère la période du 26 mai au 1er juin 1997, on distingue une variation cyclique du niveau de la rivière. Le niveau augmente progressivement pendant la nuit d'environ 3 cm, puis il y a une augmentation rapide du niveau d'environ 6 cm, entre 7h00 et 9h00. Durant la journée il y a des variations qui peuvent être dues à l'activité du moulin de Forstfeld, qui fonctionne encore avec une turbine à eau, alimentée par bief à l'amont du moulin permettant de maintenir le niveau amont constant. Selon son activité il utilise plus au moins d'eau ce qui peut provoquer des variations du niveau de la rivière. Puis en fin de journée il y a une diminution du niveau de 10 cm entre 19h00 et 21h00.

Remarques :

Cette campagne nous permet de déterminer les caractéristiques physico-chimiques de la Sauer en temps sec pour pouvoir évaluer les impacts des RUTP.

Au cour de cette campagne dans la nuit du 31 mai au 1er juin il y a eu d'importantes variations de tous les paramètres des sondes amont et aval, y compris le niveau de la Sauer qui a chuté. Ce phénomène n'est pas lié à un rejet particulier de la STEP et reste inexpliqué.

V.2.3. Campagnes de temps de pluie à Roppenheim amont et aval

Campagne temps de pluie	Roppenheim amont			Roppenheim aval		
	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne
Température en °C	14,00	18,91	15,74	13,88	18,80	15,61
pH	7,24	7,62	7,45	0,09	7,57	6,07
DO %	62,05	105,04	92,06	25,66	86,50	64,98
Turbidité basse (NTU)	13,46	105,20	45,62	11,36	79,85	69,16
Turbidité haute (NTU)	0,00	203,30	25,56	0,00	221,60	82,15
Conductivité en µS/cm	244,00	412,31	324,36	237,39	429,11	329,45
DO en mg/L	5,51	9,93	8,59	3,14	7,80	6,20
Niveau en dm	/	/	/	3,27	19,59	5,97

Minimum, maximum et moyenne des paramètres enregistrés lors de la campagne de temps de pluie du 10 juin au 4 juillet 1997

Température :

On observe une diminution de la température moyenne après la première pluie le 13 juin. Comme en temps sec on observe une variation de la température due au cycle jour - nuit, mais d'amplitude beaucoup plus faible car la pluie atténue probablement le phénomène.

Oxygène dissous : DO % et DO mg.L^{-1}:

Le cycle jour - nuit observé durant la campagne de temps sec n'est plus perceptible. On constate une différence entre l'amont et l'aval due aux surverses de la STEP. A l'amont le taux moyen d'oxygène dissous est plus élevé de 1,5 mg.L^{-1}. Cette différence de concentration en DO est probablement due à la faible teneur en oxygène dissous des RUTP.

Lors de la première pluie du 13 juin la pluie débute à 8h33 et la surverse quasiment en même temps on observe une chute rapide du taux d'oxygène.

A l'aval, pour les autres pluies, même s'il n'y a pas de surverses on observe toujours une diminution du taux de DO alors qu'à l'amont ce phénomène est bien moins visible. Cela est dû au fait que par temps de pluie le débit rejeté par la STEP est plus important qu'en temps sec, et les eaux sont pauvres en oxygène dissous. Il y a donc un volume important d'eau pauvre en oxygène dissous qui se mélange avec l'eau de la rivière. Le volume de dilution ne serait alors pas suffisant pour maintenir le taux d'oxygène.

pH :

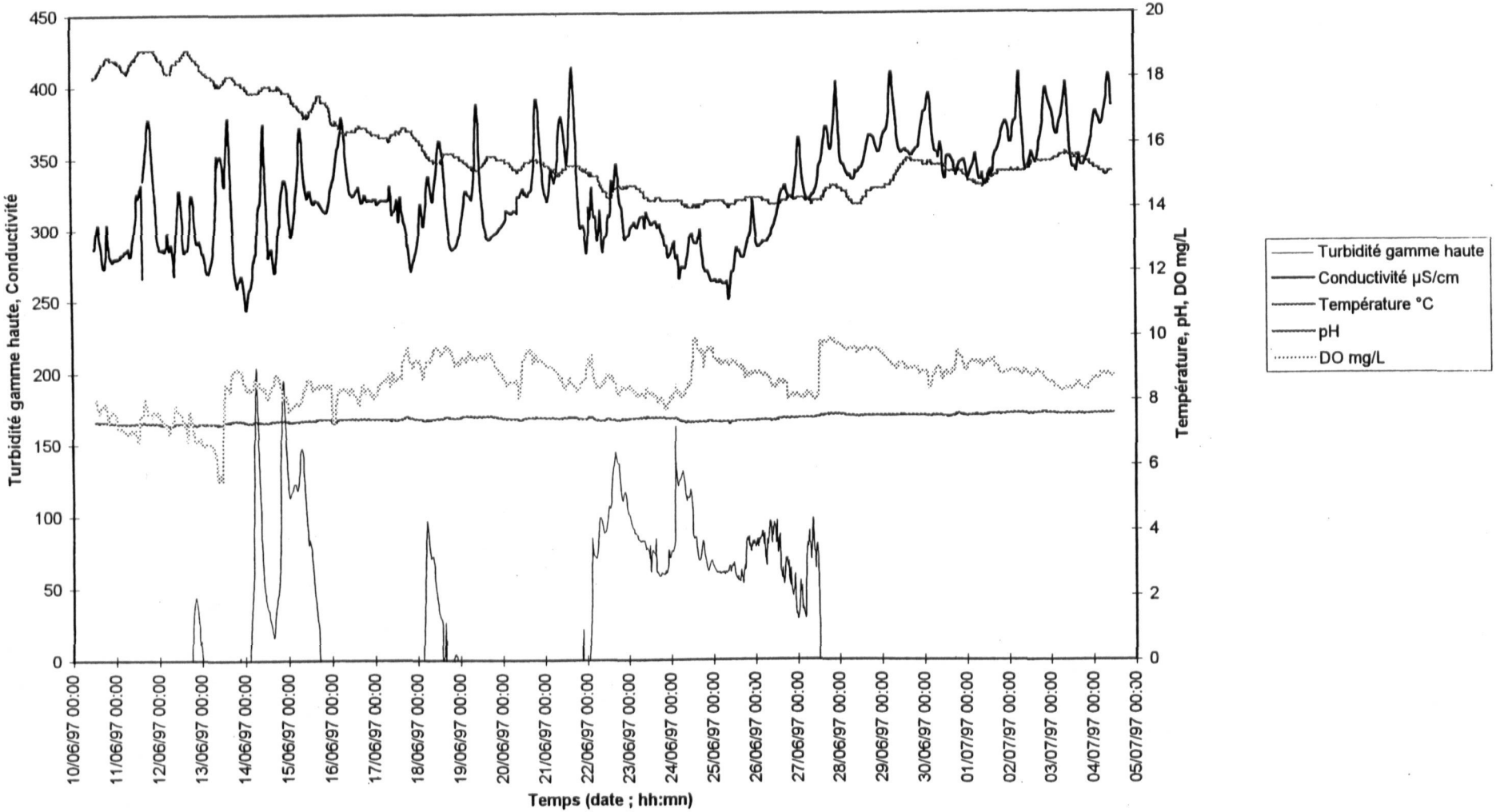
A l'amont on constate une légère augmentation du pH de 0,2 unité pH après la première pluie. A l'aval la sonde de pH n'a été installée qu'à partir du 20 juin. Le pH est à peu près stable jusqu'au 27 juin à 12h30 après le déchargement des données du boîtier. Cependant, le nettoyage de la sonde n'a pas pu être effectué car le niveau de la rivière était trop haut.

Turbidité :

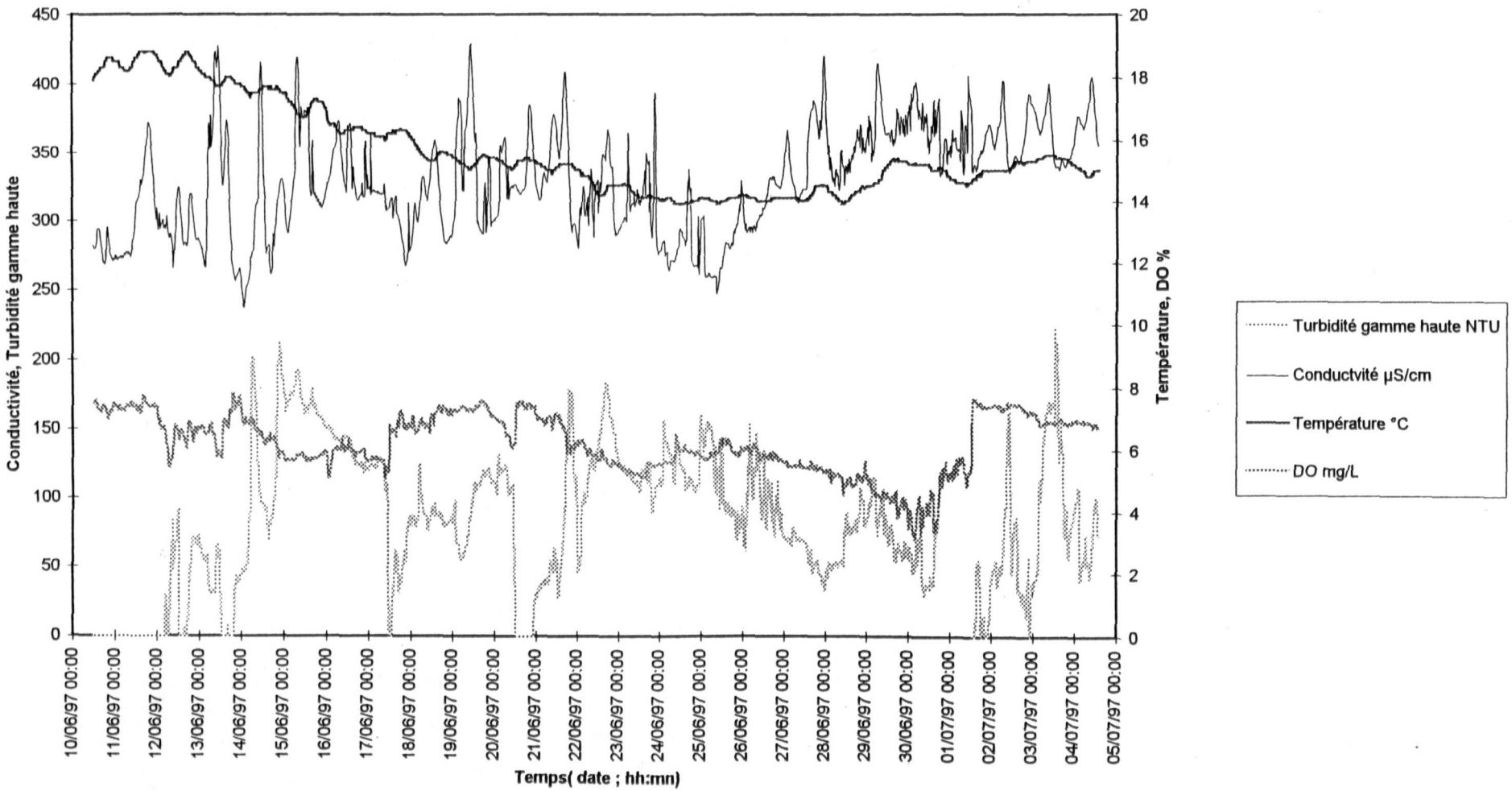
A l'amont, la turbidité moyenne est plus élevée que pendant la campagne de temps sec de 20 NTU. Les pics de turbidité, visibles en gamme haute, caractérisent également bien les événements pluvieux, car l'eau est plus chargée en particules, pour des raisons diverses (remise en suspension des dépôts du fond, érosion des berges, apports par les eaux de ruissellement tant sur les surfaces érodables qu'imperméables).

Pour l'aval l'effet de la STEP est net. La gamme basse de turbidité sature quasiment toute la durée de la campagne, la surverse du 13 au 15 juin est caractérisée par un pic de la gamme haute de turbidité. Ainsi que la surverse du 17 au 18 juin.

Campagne de temps de pluie, Roppenheim amont



Campagne de temps de pluie, Roppenheim aval



Dans le cas de la pluie n°177 du 10/10/97, la comparaison des mesures réalisées par les sondes multiparamétriques placées en amont et en aval du rejet de la STEP ne montre pas de différence significative dans l'évolution ni dans les valeurs absolues des paramètres alors mesurés (pas de mesure d'oxygène dissous), mis à part la turbidité et dans une moindre mesure la conductivité. La Figure V-5 présente les mesures de turbidité en amont et en aval de la STEP pendant cet événement. L'évolution de la turbidité en amont est faible, alors qu'un pic se manifeste à l'aval, immédiatement suite à la surverse du déversoir d'orage de la station et de la fuite de boues qui se produisent alors.

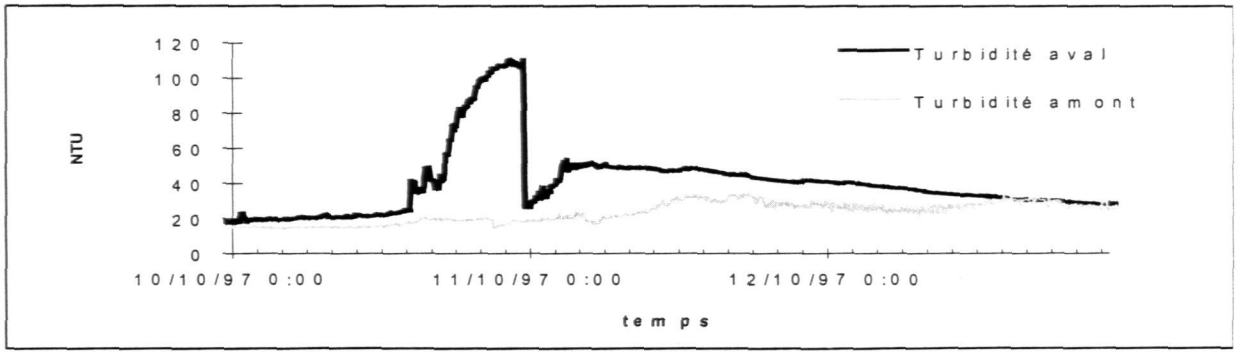


Figure V-5 : Comparaison de l'évolution de la turbidité mesurée dans la Sauer en amont et en aval de la STEP ; pluie n°177.

Cet exemple montre que le paramètre le plus enclin à varier par temps de pluie à l'aval de la STEP est la turbidité, ce qui semble évident. La conductivité peut elle aussi subir quelques légères perturbations peu marquées sur cet événement. Quant à la mesure d'oxygène, elle est aussi susceptible de différer entre les deux sites par temps de pluie.

Conductivité :

A l'amont on observe les mêmes pics journaliers que pour la campagne de temps sec. Les courbes amont et aval de la conductivité ont la même forme générale, la courbe de l'aval ayant des pics beaucoup plus nombreux et importants qu'à l'amont. La courbe de conductivité aval est moins nette que la courbe amont, ce qui peut s'expliquer par les rejets de la STEP, plus chargés en ions. Mais les surverses elles-mêmes ne semblent pas avoir un effet très important sur la conductivité, les pics de l'aval n'ayant qu'entre 30 et 40 µS/cm de plus que les pics de l'amont. Le reste des valeurs sont du même ordre de grandeur.

Niveau de la rivière :

D'après les enregistrements de la sonde de pression, le niveau moyen de la rivière est 10 cm plus élevé qu'en temps sec. Mais les problèmes rencontrés avec la sonde de pression ne permettent pas de caractériser l'évolution du niveau de la rivière. On observe le 24 juin la première augmentation du niveau, le maximum étant de 2 mètres d'eau. Puis la sonde tombe en panne.

Remarques :

Pendant cette campagne de temps de pluie nous n'avons pas pu accéder à la sonde aval les 24 et 27 juin. De plus le niveau de la rivière a plus que doublé par rapport au temps sec. Les sondes étaient dans des conditions très mauvaises ce qui peut expliquer la défaillance de la sonde de pression

V.2.4. Evolution de l'indice de qualité de sur la Sauer

V.2.4.1. Principe :

Cette évolution a été déterminée par comparaison continue de la qualité de la Sauer entre l'amont et l'aval de la STEP, hypothèse faite que toute variation entre les deux est principalement due à cette dernière. L'instrumentation du rejet permet de valider cette hypothèse. Des analyses ponctuelles de teneurs métalliques des sédiments, intégratrices d'un historique de pollution ont également été réalisées aux sites amont et aval.

V.2.4.2. Nature et quantification des effets :

La comparaison des séries de mesures physico-chimiques *in situ* amont et aval, permet de confirmer l'augmentation à l'aval du paramètre turbidité par temps de pluie. Par contre l'analyse des sédiments (Cd et Pb) n'a elle pas mis en évidence de différence significative entre les deux sites.

Une analyse plus fine consiste en la détermination, en continu, de la qualité de l'eau à partir de la grille des critères de l'appréciation de la qualité des eaux adaptée par substitution du paramètre MES par celui de la turbidité. Cette analyse a été réalisée sur des données corrigées et validées par plusieurs suivis. L'indice de qualité de la rivière est calculé par pas de temps de mesure et les résultats compilés sur l'ensemble de la période de mesure (à savoir l'été 1997 ; de mai à octobre), comme présenté dans la Figure V-6.

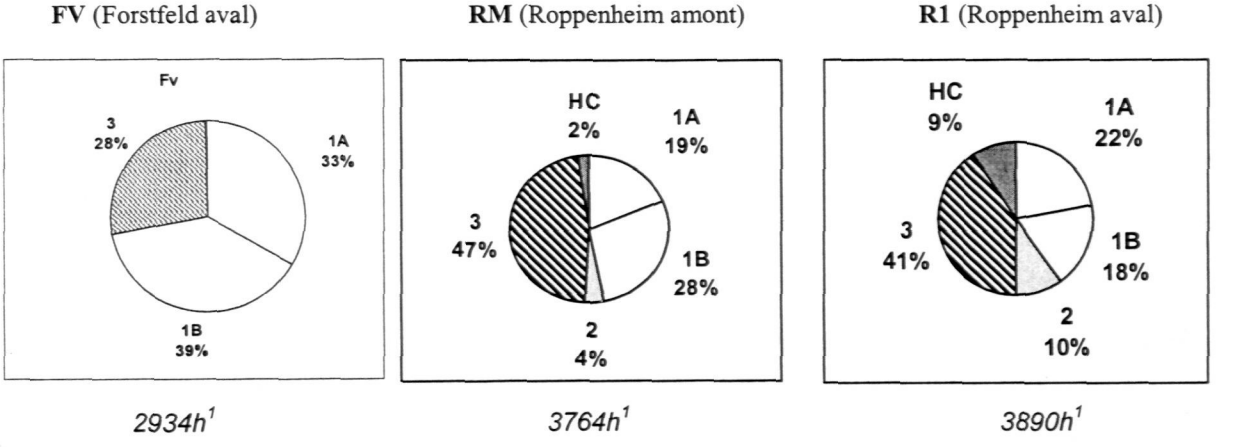


Figure V-6 : répartition de la qualité de la Sauer dans le temps, en chacun des sites étudiés (été 1997) ; [1] : *durée de fonctionnement de la sonde*

Avant toute analyse, il convient de noter la grande différence de durée de fonctionnement de la sonde FV par rapport respectivement aux sondes RM et R1 dont la durée d'enregistrement ne diffère que de 3%. En supposant que les mesures ainsi réalisées sont représentatives de la période observée, il apparaît tout d'abord que l'objectif 1B de qualité de la Sauer en chaque site (SDAGE Rhin-Meuse, 1997) n'est pas respecté pendant plus de 70% de la période des mesures (assimilée à l'été). Or, un déclassement sur cette période n'est autorisé que pendant 10% du

temps, avec une restriction à deux rangs de déclassement pendant 50% de la durée précédente (Pastant et Salleron, 1993). Si l'on considère qu'une qualité peut être affectée à un site si elle représente le cas le plus défavorable et est effective pendant plus de 10% de l'été, alors les trois sites sont de qualité 3, le paramètre déclassant étant dans la quasi totalité des cas la turbidité. Il existe cependant une gradation de cette qualité entre les sites FV d'une part et RM et R1 de l'autre, puisque les proportions de classes supérieures à la classe 2 passent respectivement de 30 à 50%. L'hypothèse d'une forte contribution à cette dégradation de l'Eberbach, qui se jette dans la Sauer entre les deux groupes de sites, est très plausible. Au vu de ces diagrammes de qualité, l'effet de la STEP sur la Sauer semble enfin peu significatif, avec une légère augmentation de 7% de la durée de déclassement du site en HC au détriment de la classe 3, portant la durée totale de déclassement en HC à 9% contre 2% à l'amont. Enfin, le temps de classement de la Sauer à l'aval de la STEP en 1A est plus important que celui observé en amont. La différence n'est cependant que de 3% et une analyse plus fine est nécessaire pour déterminer si elle est significative.

V.2.5. Conclusion

Dans son état actuel la station d'épuration est sensible à toutes les pluies pouvant arriver. Une amélioration peut être apportée par une gestion différente des vidanges de bassins d'orage.

Le site de Forstfeld est surtout sensible aux pluies d'hiver : pluies longues et abondantes. Les orages d'été étant brefs, le bassin d'orage n'a pas le temps de se remplir entièrement.

Lors des périodes de fin d'hiver, vu le terrain à faible pente, il arrive également que la rivière rentre dans le réseau (fonte des neiges, pluies surabondantes en amont) au lieu que ce soit le réseau qui surverse. Ce phénomène se rencontre également à la station où la rivière peut arriver jusqu'à la surverse, la station traite alors l'eau de la rivière, ce qui est évité en jour de semaine lorsque les pompes sont arrêtées.

A l'échelle de l'été et par référence aux paramètres mesurés, le rejet de la STEP altère enfin peu la qualité physico-chimique de la Sauer déjà de classe 3 en amont du rejet. Dans la quasi totalité des cas, c'est le paramètre turbidité qui est déclassant.

VI. CARACTERISATION A PARTIR D'EXPOSITIONS D'ORGANISMES EN CAGE

Au cours de l'été 1997, plusieurs expositions *in situ* ont été réalisées au droit de Roppenheim avec de jeunes gammares et daphnies. Les matériels et méthodes utilisés ont été présentés plus haut, et voici les résultats et leur interprétation.

VI.1. EFFET DES CONDITIONS PRE ET POST OPERATOIRES SUR LA MORTALITE DES DAPHNIES

Cet effet est d'abord évalué lors de chaque campagne à l'aide des témoins absolus. Les phases particulières suivantes ont été étudiées :

→ conditions opératoires de mise en place des expérimentations : effet très modéré ;

→ transport des daphnies : les CE 50 24 et 48 heures ainsi que leurs intervalles de confiance à 95%, figurant dans le tableau ci-dessous ne permettent pas de mettre en évidence une différence significative entre les deux traitements.

(mg/l K2Cr2O7)	Avec trajet		Sans trajet	
	CE 50	IC 95%	CE 50	IC 95%
CE 50, 24 heures	1,436	[1,341 ; 1,592]	1,430	[1,323 ; 1,616]
CE 50, 48 heures	1,192	[1,107 ; 1,302]	1,112	[1,023 ; 1,230]

Test de l'effet du trajet jusqu'au site sur la sensibilité des daphnies au dichromate de potassium.

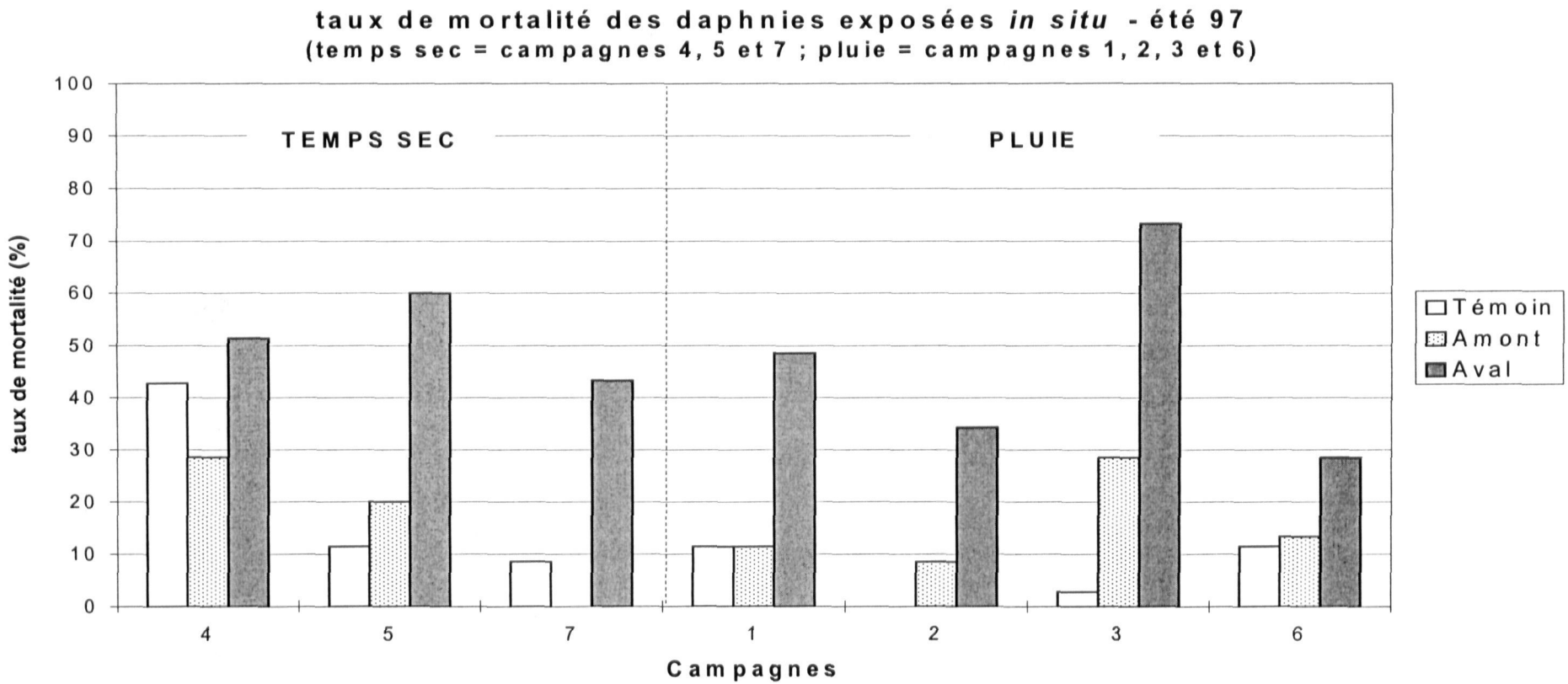
VI.2. EXPOSITION DES DAPHNIES

VI.2.1. Analyse de la mortalité

En été 1997, sept expositions de daphnie ont pu être réalisées *in situ* entre le 11 juin et le 26 septembre. En 1998, seules 3 expositions complémentaires ont été mises en œuvre entre mai et juillet. L'ensemble des résultats des campagnes 1997 *in situ* est synthétisé par le Graphique 1. Les campagnes sont numérotées par ordre chronologique mais classées selon la météorologie de la période d'exposition. Il faut noter que les animaux considérés comme morts sont les animaux effectivement retrouvés comme morts, les animaux immobiles, au titre de la définition fournie dans la norme AFNOR T90-301 (1996), ainsi que les organismes manquants, déjà décomposés ou non retrouvés dans la masse de sédiments souvent présente en quantité dans les cages du site aval. La variabilité des paramètres expérimentaux (âge et origine des daphnies, nutrition des témoins et chocs thermiques) rend l'analyse et l'interprétation des résultats plus délicates puisque des différentes campagnes ne se sont pas toutes déroulées rigoureusement dans les mêmes conditions expérimentales " contrôlables ".

Si l'on considère les campagnes représentées par le Graphique 1, les unes après les autres, on constate une mortalité des individus placés à l'aval de la STEP plus marquée que celle des individus amont, respectivement plus importante que celle des daphnies témoins absolus, à une exception près. La mortalité aval varie en effet, pour l'ensemble des campagnes de 30 à 60% alors que celle de l'amont varie de 0 à 30%. La mortalité aval est donc systématiquement supérieure à la mortalité amont. Quant à la mortalité des organismes contrôle, elle est systématiquement inférieure à 11%, sauf pour la campagne n°4, ce qui peut s'expliquer par une absence de nutrition des daphnies par ailleurs très jeunes (0-24h). Le faible taux de mortalité des témoins absolus valide la qualité du matériel biologique utilisé pour ces expériences ainsi que son aptitude à supporter les différents traitements endurés pendant la mise en place et le déroulement de l'exposition. Les résultats de l'ensemble des campagnes sont donc de ce point de vue comparables.

Un regroupement des campagnes de météorologie identique (à savoir temps sec ou temps de pluie) comme figuré sur la Figure VI-1 ne permet *a priori* pas de différencier un effet aval plus marqué par temps de pluie. Une première analyse consiste à comparer les différences de mortalité de traitements amont et aval entre les campagnes de temps sec et de temps de pluie. Il est acceptable de raisonner de la sorte puisque les taux de mortalité (calculés, sauf exception, sur un nombre d'organismes initiaux identiques) sont assez homogènes pour chaque type de traitement. Il en résulte une différence allant de 23 à 43% pour les campagnes de temps sec par opposition à une différence variant de 15 à 45% pour les campagnes de temps de pluie. Ces deux intervalles se recouvrant totalement, il ne semble pas exister une différence de mortalité aval/amont plus marquée par temps de pluie que par temps sec.



Graphique 1 : Taux de mortalité observés sur les populations de daphnies exposées en amont et en aval des rejets de la STEP. Classement des campagnes par ordre chronologique pendant l'été 1997.

Afin de valider et d'affiner cette analyse, une étude statistique portant sur l'ensemble de ces campagnes a été menée. Une analyse de la variance a permis de déterminer dans quelle mesure les différences de mortalité observées sur les trois traitements mis en place à l'occasion des 7 expérimentations *in situ* menées en été 1997 sont significatives, et si la météorologie avait un effet sur les mortalités observées. Pour cette analyse, les facteurs considérés sont les suivants : *météo* (pluie ou temps sec), *campagne* (identifiées de 1 à 7) et enfin *traitement*, variable à trois modalités (amont, aval et témoins absolus). L'analyse de la variance permet de déterminer le(s)quel(s) de ces facteurs a un effet significatif sur la mortalité des daphnies ainsi que de tester les interactions des facteurs " traitement / météo " et " traitement / campagne " respectivement, sur les résultats observés.

Le schéma expérimental se présente comme suit :

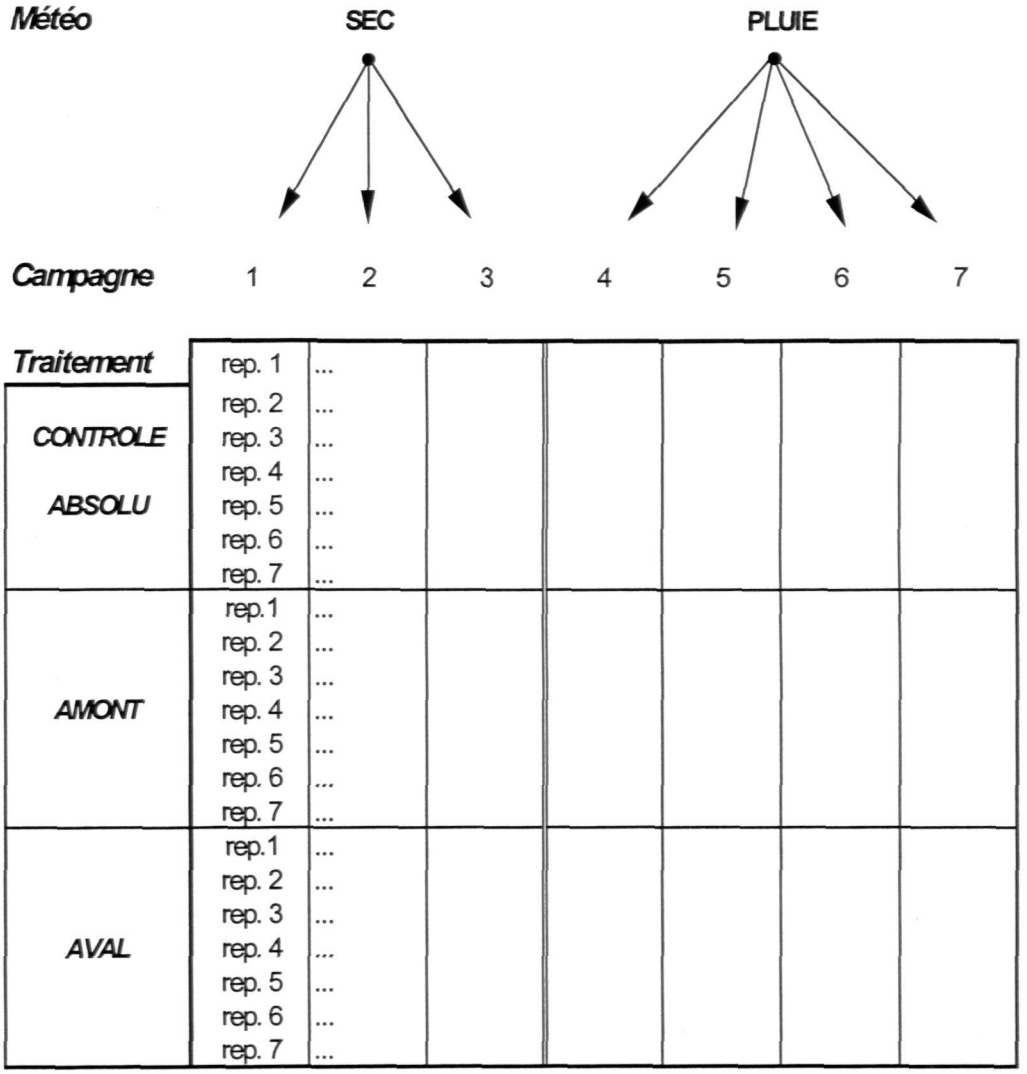


Figure VI-1 : Schéma expérimental adopté pour l'exposition des daphnies *in situ*.

Il est donc composé de trois facteurs dont deux sont emboîtés (météo et campagne) et deux croisés (campagne et traitement). On remarque que ce plan expérimental est déséquilibré du fait du nombre inégal de campagnes de temps de pluie et de temps sec. De plus, une des répétitions du traitement aval (n°3) de la campagne n°3 a été supprimée du fait de l'ouverture accidentelle d'une cage, ainsi que les résultats d'une cage des campagnes n°6 et 7, à cause de l'utilisation malencontreuse de

couvercles munis d'une grille de mailles deux fois plus petites que celles utilisées pour les autres cages. Ceci crée un déséquilibre dans le plan expérimental, qui rend les calculs par logiciel moins exacts. Le couplage, facteurs emboîtés / déséquilibre dans les modalités du facteur emboîté par rapport à celle du facteur supérieur rend le modèle non traitable par logiciel statistique qui exige un tel équilibre. Enfin, la nature binaire de nos données nous oblige à faire un changement de variable qui rend les variances intra-réplicats connues, ce qui n'est pas pris en compte dans les logiciels statistiques à notre disposition. Tous ces facteurs nous ont conduit à exécuter les calculs " à la main ". Cette méthode est prévue pour un plan expérimental similaire au nôtre mais équilibré et ne présentant pas de données manquantes.

Il est utile de remarquer que le facteur cage n'a pas été identifié car les cages sont considérées comme identiques puisque fabriquées par le même artisan avec le même matériau. La variabilité du volume des cages utilisées a été étudié. Sur 52 cages différentes utilisées, le volume de ces dernières varie de 73 à 81 ml, avec une moyenne de 77 ml et un écart type de 2 ml, très largement inférieur à la moyenne. La variabilité de volume des cages est donc minime, et ne semble pas être un facteur influençant la survie des organismes de chaque cage. Les faibles mortalités rencontrées dans les cages témoins le prouvent. De plus, si l'on considère les recommandations de la norme AFNOR T90-301 (1996), le volume minimal des cages est largement suffisant à la survie de 5 daphnies pendant 24 à 48 h. Cette norme préconise en effet un volume minimum de 10 ml pour 5 daphnies pour des tests de toxicité de 24 à 48 h. Les conditions des cages sont telles que 5 daphnies bénéficient d'un volume au moins 7 fois plus important.

Les résultats de l'analyse de la variance sont les suivants :

Source de fluctuation	Somme des carrés SS	DDL	Estimation de la variance SS/DL	F(num;dénum)	$F_{calculé}$	F(0,05)	degré de significativité
Traitement	4,00	2	2,00	(2 ; 10)	20,53	4,10	**5%**
Météo	0,21	1	0,21	(1 ; 5)	0,92	6,61	NS
Campagne	1,16	5	0,23	(5 ; 123)	2,52	2,21	**5%**
Trait x Météo	0,17	2	0,08	(2 ; 10)	0,87	4,10	NS
Trait x Camp	0,97	10	0,10	(10 ; 123)	1,06	1,83	NS
Résiduelle	11,32	123	0,09				

Résultats de l'ANOVA pratiquée sur les données des tests de mortalité *in situ* sur daphnies.

Il en ressort que l'effet traitement et l'effet campagne sont les seuls effets significatifs. La mortalité étant systématiquement plus importante à l'aval qu'à l'amont, cela signifie que la STEP peut avoir un effet sur les daphnies, et ce quelle que soit la météorologie, puisque cette dernière n'a pas d'effet sur la mortalité des daphnies, que ce soit à l'amont ou à l'aval des rejets (pas d'effet météo et pas d'interaction météo / site). L'effet campagne suggère que la rivière présente des caractéristiques différentes selon la période considérée, et ce indépendamment de la météorologie, puisque ce facteur n'est pas significatif, et indépendamment du site considéré, puisque l'interaction traitement / campagne est inexistante au seuil α. Une autre hypothèse est que la variabilité d'une expérience à une autre est telle qu'elle influence les résultats d'une campagne à une autre,

indépendamment de tout autre facteur. La connaissance des conditions expérimentales favoriserait plutôt la seconde hypothèse.

Reste donc un effet probable de la STEP, que ce soit par temps sec ou par temps de pluie. Il convient de déterminer si la STEP est la seule cause possible de mortalité plus importante observée à l'aval. L'étude des facteurs de confusion nous permet de répondre à cette problématique.

VI.2.2. Les facteurs explicatifs des mortalités observées

Il importe de faire la distinction entre les facteurs pouvant expliquer les différences de mortalité observées pour une même campagne ainsi que les paramètres susceptibles d'être à l'origine de différences d'une campagne à l'autre. Pour ces deux cas de figure, on distinguera les facteurs de confusion des facteurs liés à la STEP, dont on cherche à étudier l'influence.

Les facteurs de confusion qui peuvent expliquer les différences de mortalité entre les traitements amont et aval d'une même campagne sont les suivants.

*** Facteur de confusion " pont de la route départementale n°4 " (ou D4) :**

Ce facteur peut se manifester surtout par temps de pluie. En effet, un pont de la route départementale n°4 enjambe la Sauer immédiatement en aval du rejet de la STEP, et pourrait par temps de pluie constituer un apport de toxiques habituellement présents sur une voie de circulation automobile. Une étude de la structure et du positionnement de ce pont montre qu'à son niveau, la portion de la D4 qui enjambe la Sauer est drainée " naturellement " grâce à sa pente orientée dans le sens de sa longueur et les eaux de ruissellement sont évacuées de chaque côté du pont, en rive gauche de la Sauer, le long des talus, à l'aide de petites rigoles qui se jettent dans une grille de regard " brise jet " installée dans le fossé de bas de talus du pont. L'évacuation principale des eaux de pluies du pont se fait donc dans des talus enherbés et à une distance minimum de 25 mètres de la Sauer. Ces eaux vont donc préférentiellement s'infiltrer dans le sol et le risque de les retrouver directement dans la Sauer est faible. De l'autre côté du pont (rive droite de la Sauer), l'évacuation se fait par ruissellement le long des talus enherbés et plantés d'arbres et arbustes avec réception des eaux dans un canal d'infiltration de pied de talus. Là encore, les phénomènes de déversement direct des eaux de ruissellement dans la Sauer doivent être exceptionnels et n'ont en tout cas jamais été observés pendant la période de l'étude. Par ailleurs, la surface routière d'accumulation des toxiques potentiellement reçus dans la Sauer est réduite et les phénomènes de dilution dans les sols avant d'arriver dans la Sauer, ainsi que la dilution dans la Sauer elle même sont autant de facteurs qui nous conduisent à éliminer raisonnablement tout effet de confusion du facteur " pont de la D4 ".

*** Facteur de confusion cages :**

Comme précisé dans le paragraphe précédent concernant l'analyse de variance des données de mortalité des organismes exposés *in situ*, ce facteur est également à éliminer.

*** Facteur de confusion : décharge sauvage de déchets végétaux**

Depuis le 14 juillet 1997, une décharge sauvage de déchets organiques verts a été créée en rive gauche de la Sauer, au niveau du site aval, 8 m en amont du site d'encrage des cages. Les déchets s'étendent environ sur 6 mètres et se situent, en février 1998 à environ 40 cm au dessus du niveau de l'eau. En mai 1998, seuls quelques vestiges subsistent, réduisant considérablement tout risque d'influence sur les daphnies exposées plus en aval.

Quant au risque de perturbation présenté pour les dernières campagnes de 1997, il a été évalué par une campagne de mesure de ligne de courant au bouchon. En effet, le panache qui se déverserait des

dépôts ne serait que superficiel en été, puisque les déchets sont au dessus de la surface de l'eau et que la vitesse initiale du lixiviat entrant dans l'eau peut être considérée comme nulle. Cette campagne montre que le panache des lixiviats qui suinterait de la partie amont des déchets serait entraîné vers l'amont par les tourbillons présents au niveau de la grande dépression du site aval, d'où un probable mélange des lixiviats à l'eau de la Sauer de façon plus homogène et donc une forte probabilité d'exposition des daphnies situées plus à l'aval, à des concentrations cependant très réduites, suite à la dilution. Quant aux lixiviats issus de la partie plus aval des déchets ils sont entraînés le long de la rive gauche et ne rentrent donc pas en contact avec les cages.

Il importe également de considérer la probabilité de formation de lixiviat entre la mise en place de la décharge et la dernière exposition de 1997.

Il existe donc un effet potentiel d'une partie de ces éventuels lixiviats sur la quantité de nourriture disponible pour les daphnies, donc potentiellement sur leur résistance à des facteurs toxiques. De même, ces lixiviats peuvent eux-mêmes contenir des toxiques. Quant à l'apport organique, vu la faible quantité de végétaux déposés, il ne semble pas être significativement important par rapport aux quantités déjà présentes " naturellement " dans la Sauer, augmentées des rejets de temps sec et a fortiori de temps de pluie de la STEP.

* **Facteur de confusion support des cages**

Deux types de supports ont été utilisés pour les cages respectivement du site amont et aval. En toute rigueur, il aurait été préférable d'utiliser un support identique à chaque site, mais pour des raisons pratiques d'accessibilité du site amont, ce n'est pas l'option qui a été retenue.

Considérons les facteurs qui pourraient être modifiés par l'utilisation de ces deux supports de cages différents. A caractéristiques dynamiques égales de la veine liquide à l'amont immédiat des supports de cages, ainsi qu'à répartition et composition égales des MES dans ces veines, il est évident que la configuration forcément différente des deux types de support va induire des perturbations hydrauliques différentes ainsi que des perturbations dans la trajectoire générale des MES qui y sont présentes. Cependant, la différence morpho-dynamique (différence de faciès) des sites amont et aval est telle que c'est plutôt cette différence qui va être prépondérante par rapport à celles qui pourraient être induites par la différence de structure des supports de cage.

Ce facteur ne semble donc pas pouvoir être à l'origine d'une éventuelle différence de conditions dynamiques et physico-chimiques (MES en particulier) entre les cages amont et aval.

* **Facteur de confusion MES**

La différence importante des quantités de MES présentes dans les cages entre l'amont et l'aval peut être source de mortalité, sans que cette différence ait pu être clairement expliquée.

VI.2.3. Conclusion

Dans l'état actuel des recherches, on ne peut donc pas uniquement imputer la mortalité plus importante des daphnies à l'aval qu'à l'amont, au rejet de la STEP. Cette mortalité peut aussi être due à une présence accrue de sédiments dans les cages liée soit à :

→ l'orientation des cages dans le courant qui favoriserait un meilleur piégeage des sédiments dans les cages situées à l'aval.

→ L'orientation du support de cages par rapport au radier est contrôlable dans la mesure où les sites de positionnement des supports dans la rivière sont fixes et que le radier est considéré

comme relativement stable pendant la période d'étiage et hors crue. Le plus dur est de déterminer pour chaque site l'orientation des cages par rapport au champ de vitesse des particules en suspension afin de déterminer si elle est la même ou pas. Il convient également d'estimer la variabilité dans le temps de ce champ de vitesses.

→ D'un point de vue hydraulique, le régime de l'écoulement d'un cours d'eau est tel que le vecteur vitesse d'une particule en suspension y est tridimensionnel. De plus, la concentration de MES est différente selon la hauteur à laquelle on se place par rapport au radier. Enfin, les propriétés de sédimentation d'une particule donnée sont fonction de la vitesse la veine liquide la véhiculant, elle même fonction, entre autres, de la morphologie du radier et du tirant d'eau. Or le site amont est situé à la fin d'un méandre à tirant d'eau au moins deux fois plus important qu'au site aval, compris dans un bief rectiligne à section transversale plus homogène De plus, un trou de 3 à 4 mètres de profondeur est situé à environ 10 mètres en amont du site aval, ce qui peut être à l'origine de perturbations hydrauliques assez fortes. Une observation faite en février 1998 (période de hautes eaux) confirme cette hypothèse puisque des tourbillons sont observés en surface, y compris au droit de l'emplacement des cages.

→ La distance du haut des cages par rapport au radier à leur verticale est, à 10 cm près la même pour les deux sites, ce qui ne devrait donc pas avoir une influence prépondérante sur la différence de concentration de MES entre les deux sites.

→ Il paraît donc délicat, dans ces conditions, de pouvoir affirmer que l'on peut, lors d'une exposition, garantir un piégeage identique des MES par les cages positionnées en amont et en aval des rejets.

→ la différence de support des cages entre les deux sites (bâti en PVC à l'aval et "casier" en grillage à l'amont) et la configuration de fixation différente de ces supports qui favorise parfois le piégeage de feuilles mortes en surface du support des cages amont, jouant ainsi un rôle d'écran, ce qui pourrait contribuer à un piégeage des sédiments réduit à l'amont, mais favorisant également la formation d'embâcles en amont immédiat du bâti aval, favorisant l'accumulation de feuilles sur les premières cages. Le phénomène n'étant pas observé systématiquement à l'amont et étant d'intensité variable selon les campagnes, il ne peut pas être interprété comme favorisant l'accumulation de sédiments sur un site plus que sur un autre.

→ une concentration plus importante de MES dans les eaux au niveau du site aval à cause de :

- une dynamique locale d'arrachage des sédiments plus marquée à l'aval
- une remise en suspension des dépôts accumulés par effet hydraulique des rejets de la STEP.

→ Dans une première approche, on peut déterminer si les sédiments sont effectivement systématiquement présents en plus grandes quantités à l'aval qu'à l'amont par des analyses physico-chimiques de MES en amont et en aval des rejets lors de prélèvements réguliers, l'analyse des différences de turbidité entre la sonde amont et la sonde aval pendant la campagne été 1997 au moment des nettoyages des sondes et pendant la campagne de suivi longitudinal de la qualité de la Sauer depuis Forstfeld jusqu'à Roppenheim.

→ Des études complémentaires sont nécessaires pour déterminer si :

- les sédiments ont un rôle sur la mortalité des daphnies
- si oui, s'ils sont liés de façon directe ou indirecte au rejet de la STEP et
- si leur effet est mécanique et/ou toxique (enchaîner une expo terrain avec un test au laboratoire des sédiments récupérés dans les cages pour déterminer leur éventuelle toxicité et une estimation de leur quantité respective dans chaque cage de façon à tester l'existence

d'une corrélation entre le paramètre quantité de sédiments (estimé par les MES) et mortalité observée *in situ*, puis au laboratoire).

VII. CONCLUSION GENERALE

Les moyens utilisés pour l'évaluation des effets des rejets du système d'assainissement sont donc considérables.

Le volet physico-chimique de l'étude des effets du système d'assainissement sur le milieu récepteur met principalement en évidence des apports ponctuels de MES au milieu récepteur, essentiellement à l'occasion de pluies. Ces apports ne se traduisent cependant pas par une dégradation significative de la qualité de la Sauer à l'aval immédiat de la station d'épuration, déjà critique du fait de l'Eberbach

Le volet biologique semble aboutir à des conclusions identiques, bien que le facteur de confusion des MES rende l'interprétation des campagnes d'exposition difficile.

En outre, il convient de rappeler que l'étude du fonctionnement en temps sec de la station a montré un fonctionnement particulier : l'âge de boues du procédé est relativement important pour une installation de ce type. Ceci génère des flux transitant entre les ouvrages extrêmement importants et un dépassement systématique des valeurs limites du décanteur en temps de pluie.