

DREIF - Pôle RST

LROP

Laboratoire
Régional
de l'Ouest
Parisien

LROP
12, rue Teisserenc de Bort
78190 Trappes en Yvelines
téléphone :
01 34 82 12 34
télécopie :
01 30 50 83 69

Etude sur l'optimisation des processus physico- chimiques et biologiques de dégradation des produits de viabilité hivernale

02 juin 2008



Service Technique de l'Aviation Civile
Division Environnement



EuroAirport.
BASEL MULHOUSE FREIBURG

Historique des versions du document

Version	Auteur	Commentaires
0	Philippe BRANCHU	Rapport préliminaire – Mai 2007
1	Philippe BRANCHU	Octobre 2007
2	Philippe BRANCHU	02 juin 2008

Affaire suivie par

Philippe BRANCHU - Section Chimie – Pollution - Epuration

Tél. 01 34 82 12 31, fax 01 30 50 83 69

Mél. Philippe.branchu@equipement.gouv.fr

Sommaire

Résumé non technique	4
Avant-Propos.....	5
A] Les opérations de viabilité hivernale et les fondants utilisés	6
1) Contexte	6
2) Le devenir des fondants sur la plate-forme.....	7
3) Le comportement des produits dans l'environnement, leur potentiel polluant.....	8
3.1. La charge organique	8
3.2. La toxicité.....	9
3.3. La dégradabilité.....	11
B] Les expérimentations.....	13
1) Méthodologie	13
1.1. Les prélèvements.....	13
1.2. Les produits et leur caractérisation.....	15
1.3. Les effluents prélevés.....	16
1.4. Les essais au laboratoire : méthodologie.....	24
2) Résultats.....	30
2.1. Durée de dégradation	31
2.3. Pente et constante de dégradation	33
C] Conclusions	39
Glossaire et abréviations :	41
Références bibliographiques	42

Résumé non technique

Les opérations de dégivrage-antigivrage des avions et de déverglaçage des zones de roulement de ces derniers engendrent pendant la période hivernale une pollution organique des eaux pluviales sur les plate-formes aéroportuaires. Cette pollution est liée à l'utilisation de fondants à base de glycols, acétates et formiates. Une des questions clefs de la gestion de ces eaux concerne la maîtrise de la charge organique avant rejet dans le milieu aquatique : cours d'eau et/ou nappe souterraine et tout particulièrement la connaissance des paramètres contrôlant leur dégradation

L'objectif de cette étude est de déterminer expérimentalement le rôle de différents paramètres (température, oxygénation, quantité de biomasse et éléments nutritifs) sur la cinétique de dégradation des effluents. L'originalité de l'approche repose sur l'utilisation d'effluents réels, prélevés au cours des hivers 2006/2007, sur deux plate-formes aéroportuaires : Bâle-Mulhouse et Strasbourg-Entzheim. La charge organique des trois effluents prélevés est identique, aux alentours de 750 mg/L de DCO. Les échantillons de Bâle-Mulhouse révèlent également la présence d'additifs (provenant des fondants) et de leurs dérivés (triazoles, tensioactifs, nonylphénols, ...) sans que toutefois ces échantillons ne révèlent de toxicité.

La cinétique de dégradation est directement influencée par la température, en dessous de 10°C, par la quantité de biomasse utilisée et dans une moindre mesure par la concentration en éléments nutritifs. Les effluents, en l'absence de biomasse rajoutée, montrent également une disposition à la biodégradation mais avec des temps de dégradation ne permettant pas une gestion des effluent sans processus actif de traitement.

Ainsi afin de gérer la dégradation des effluents, il convient de les mettre en contact avec de la biomasse et dans une moindre mesure d'obtenir une température de l'effluent de l'ordre de 10°C ; en l'absence de ce contrôle il conviendrait de prévoir des volumes de stockage permettant la rétention des eaux polluées pendant plusieurs semaines.

Avant-Propos

Le Laboratoire Régional de l'Ouest Parisien (LROP) a été missionné par la Division Environnement du Service Technique de l'Aviation Civile (STAC), représentée par M. MARS, afin de réaliser une étude sur les processus physico-chimiques et biologiques de dégradation des produits utilisés en viabilité hivernale (dégivrage, déverglaçage) sur les plates-formes aéroportuaires. La prestation proposée par l'association du LROP et du Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées (LRPC) de Nancy, objet de la présente étude, concerne la réalisation de campagnes de prélèvement, de caractérisations physico-chimiques et micro-biologiques des échantillons et de tests au laboratoire de bio-dégradation des produits chimiques à base d'acétates et glycols utilisés en viabilité hivernale. Les prélèvements ont été réalisés lors de l'hiver 2006/2007 sur les plates-formes aéroportuaires de Bâle-Mulhouse et de Strasbourg-Entzheim. La présente étude prolonge les travaux réalisés en 2001 et 2002, à la demande du STAC (Fournier, 2001 ; Mouchel, 2002), et qui avaient permis d'identifier différents paramètres influençant le processus de dégradation et sa cinétique.

Cette étude a bénéficié de la participation financière des gestionnaires aéroportuaires, la CCI de Strasbourg (représentée par M. NOGUES) et l'aéroport Bâle-Mulhouse (représenté par Me GEIGER), pour la réalisation des analyses en sous-traitance. Dans le cas de Bâle-Mulhouse Me Geiger a également participé activement aux phases de prélèvement.

Les termes soulignés et en italique dans le document sont repris dans un glossaire en fin de rapport.

A] Les opérations de viabilité hivernale et les fondants utilisés

1) Contexte

Les opérations de viabilité hivernale effectuées sur les plates-formes aéroportuaires ont pour objectif d'assurer un niveau de service et de sécurité compatible avec les flux de passagers pendant les épisodes humides et/ou les froids hivernaux. Ces opérations incluent le dégivrage/antigivrage des avions, le déverglçage et le déneigement des zones de circulation de ceux-ci (pistes, taxiways, aires de stationnement).

Les antigivrants/dégivrants permettent d'assurer la sécurité des aéronefs, notamment lors des phases de décollage, en empêchant l'accumulation de glace à leur surface. Les produits utilisés en France sont à base de glycols (STAC, 2007). Leur nature et leur mode d'application dépendent des conditions météorologiques et de leur fonction ; ainsi, on distingue les opérations préventives d'antigivrage qui visent à prévenir la formation de glace des opérations curatives de dégivrage, qui visent à enlever neige, glace et givre (AEA, 2006 ; STAC, 2007). Ces produits sont pulvérisés à la surface des avions généralement sur les aires de stationnement et/ou sur des aires spécifiques (Charles de Gaulle).

Les opérations de déverglçage permettent, via l'utilisation de fondants, de rendre aux aires de roulement leur adhérence. Ces techniques chimiques sont généralement associées à des techniques mécaniques (lame, balai, soufflerie). On distingue des fondants liquides, qui ont une action immédiate et donc une efficacité limitée dans le temps, des fondants solides qui ont une action plus durable. Les fondants liquides utilisés en France sont des acétates ou formiates de potassium alors que les fondants solides sont des acétates ou formiates de sodium (seule la plate-forme de St Pierre et Miquelon utilise de l'urée sur ses parkings avions ; STAC, 2007). Du sable peut également être utilisé, sous certaines conditions, au niveau des parkings avions. Ces produits sont épandus sur les surfaces à traiter.

Enfin, il faut signaler l'utilisation de fondants chimiques de type sel sur les voiries classiques (accès aux plates-formes, parkings, ...) alors qu'elle est proscrite sur les aires où sont présents les avions en raison du risque de corrosion.

L'utilisation de ces produits doit répondre à un triple objectif :

- technique, ils doivent être fondants et le plus inerte possible vis à vis des aéronefs,
- économique : le produit utilisé doit être le moins onéreux possible,
- environnemental : les produits utilisés doivent avoir un impact réduit sur l'environnement dans lequel ils sont émis.

La prise en compte de ces trois critères, qui répondent à l'application du principe de développement durable, se fait en optimisant les procédures de mise en œuvre, voire de

récupération des produits (US-EPA, 2000 ; AEA, 2006). C'est ainsi que certains aéroports ont vu au cours de ces dernières années leur consommation de produits diminuer à conditions météo équivalentes (STAC, 2007) et que les produits les plus impactants ont été écartés. C'est le cas de l'urée qui a été progressivement abandonnée en raison de son impact environnemental (LRPC Lille, 2006).

La suite de ce chapitre bibliographique s'intéresse exclusivement au propylène glycol et aux acétates, ces produits étant les principaux utilisés en viabilité hivernale en France et ceux utilisés sur les plates-formes étudiées par la suite.

2) Le devenir des fondants sur la plate-forme

Le devenir des produits utilisés en viabilité hivernale, une fois mis en œuvre, diffère, selon les produits et les aéroports (STAC, 2004, 2007). Les produits déverglaçants sont généralement repris par le système d'assainissement et/ou ruissellent en bordure de piste en cas d'absence partielle de système d'assainissement des pistes. En ce qui concerne les produits dégivrants, on estime pour le type I qu'environ 80% de la quantité pulvérisée rejoint la surface imperméabilisée, au niveau de l'aire de dégivrage, au niveau des zones de roulement et de décollage, qu'environ 15% est dispersé dans l'air, le reste restant sur l'avion (University of Massachusetts, 1999). La majorité du produit rejoint ainsi le système d'assainissement pluvial, ou lorsque des aires dédiées au traitement sont présentes, il est récupéré et détruit ou valorisé (US-EPA, 2000). La particularité de ces produits étant leur forte solubilité (LRPC Lille, 2006), ils vont être transportés dans le réseau d'assainissement pluvial sans décanter. Les eaux pluviales, en fonction des plates-formes, vont, soit être déversées dans le milieu naturel, soit être « traitées ». Ce traitement peut se faire hors site, après envoi d'une partie des effluents vers des stations d'épuration des eaux domestiques, dans le cas où elles peuvent accepter des surcharges hydrauliques et polluantes. Cette question des surcharges se pose également dans le cas de stations mises en œuvre sur site. En France, les principaux systèmes de traitement utilisés sont des procédés de « lagunage », d'augmentation du temps de séjour dans le réseau, de station de dépollution (biologique ou physico-chimique), de rhizosphère, ... (STAC, 2004). Plusieurs aéroports ne gèrent les eaux que via des systèmes de rétention afin de restituer les eaux à débit contrôlé vers des STEP ou vers le milieu naturel. Les eaux, qu'elles soient traitées ou non, sont ensuite rejetées au milieu aquatique de surface ou infiltrées. Il est à noter que les différentes plates-formes doivent se mettre en conformité avec la réglementation sur l'eau et les milieux aquatiques.

D'autres techniques de traitement sont mises en œuvre. Ainsi, en Suisse, une partie des effluents de l'aéroport de Zürich est utilisée depuis 2000 pour l'irrigation des espaces verts (Jungo et Schöb, 2005). Cette technique est également pratiquée aux États Unis après traitement ou non (US-EPA, 2000). Au niveau de l'aéroport d'Heathrow à Londres les eaux pluviales transitent dans un bassin aéré puis dans un filtre horizontal à roseaux (Revitt et al., 2001). Aux États Unis, plusieurs aéroports utilisent des traitements biologiques généralement en aval de bassin de temporisation afin d'éviter les à-coups hydrauliques et polluants (US-EPA, 2000). Les traitements sont principalement biologiques aérobies, certains utilisant des lagunes aérées. Quelques sites testent également l'efficacité du traitement anaérobie et d'autres utilisent les filtres verticaux avec traitement *aérobic/anaérobic*. En parallèle ou non, de nombreux aéroports utilisent des dépressions humides ou marécageuses en bordure de réseau afin de limiter le ruissellement mais également pour favoriser la dégradation, la filtration, la décantation et l'évaporation (US-EPA, 2000).

3) Le comportement des produits dans l'environnement, leur potentiel polluant

3.1. La charge organique

Les caractéristiques des produits utilisés en viabilité hivernale sur les aéroports ont fait l'objet d'un rapport spécifique réalisé pour le STAC (LRPC Lille, 2006) et ne sont donc pas détaillées ici. Les produits fondants présentent une solubilité importante et sont donc très mobiles en milieu aqueux. Ils sont cependant très réactifs et présentent une faible rémanence dans l'environnement et ne sont pas *bio-accumulables*. Les produits utilisés peuvent cependant avoir un impact sur l'environnement de par leur charge organique qui, en se dégradant, va consommer l'oxygène présent dans le milieu, cette desoxygénation pouvant ainsi pénaliser la vie présente mais également entraîner l'apparition de mauvaises odeurs, d'une couleur et d'un goût anormaux. Pour caractériser cet impact on peut se référer au système d'évaluation de la qualité des cours d'eau : les SEQ cours d'eau et plus particulièrement le SEQ-Eau¹ qui prend en compte différentes altérations physico-chimiques pour définir une classe d'aptitude à un usage et/ou une fonctionnalité particuliers (maintien des équilibres biologiques, production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, aquaculture, abreuvement des animaux et irrigation).

¹ Le SEQ-Eau est actuellement un outil de caractérisation des cours d'eau validé. Cependant les objectifs de qualité des cours d'eau qui font l'objet d'arrêtés préfectoraux n'ont pas été transcrits selon ce référentiel. Cette non transcription est liée à la publication de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau qui dans son application nécessite la mise en place d'un nouveau système d'évaluation.

Les altérations de la qualité sont traduites par un indice de qualité (ou d'aptitude) exprimé sur une échelle de 0 à 100 subdivisée en 5 classes d'aptitude (très bonne, bonne, passable, mauvaise et très mauvaise). L'impact principal lié au rejet d'eaux pluviales contenant des produits déverglaçant/dégivrants sur le milieu aquatique par rapport au maintien des équilibres biologiques serait donc lié à l'altération matières organiques oxydables.

Tableau 1 : Altération matières organiques oxydables vis à vis des équilibres biologiques selon SEQ_Eau (version 2)

	Très bonne	Bonne	passable	mauvaise	très mauvaise
<i>Classe d'aptitude</i> →	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
<i>Indice d'aptitude</i> →	80	60	40	20	
MATIERES ORGANIQUES ET OXYDABLES					
Oxygène dissous (mg/l O ₂)	8	6	4	3	
Taux de saturation en oxygène (%)	90	70	50	30	
DBO ₅ (mg/l O ₂)	3	6	10	25	
DCO (mg/l O ₂)	20	30	40	80	
Carbone organique (mg/l C)	5	7	10	15	
NH ₄ ⁺ (mg/l NH ₄)	0,5	1,5	4	8	
NKJ (mg/l N)	1	2	6	12	

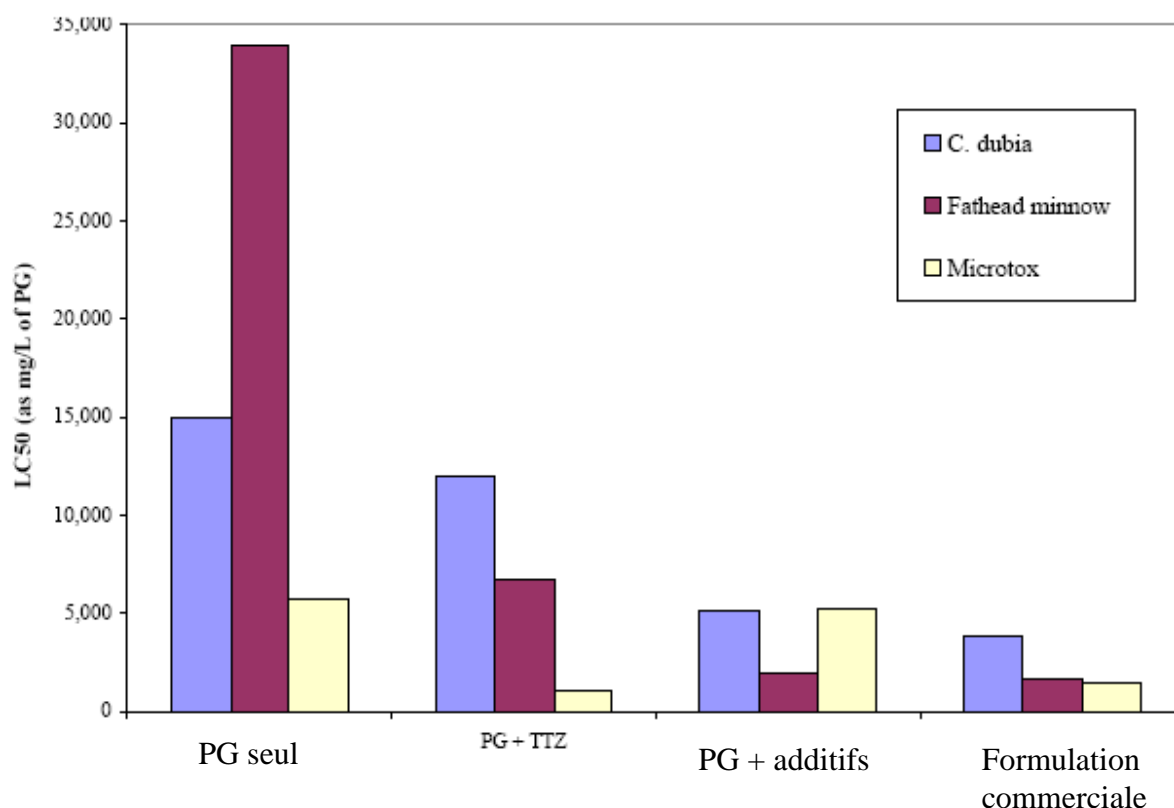
Les seuils présentés dans le tableau 1 pour la *DBO₅*, la *DCO* et le carbone organique sont relativement faibles par rapport aux concentrations pouvant être mesurées dans les systèmes d'assainissement en période d'utilisation des produits dégivants/déverglaçants (plusieurs centaines à plusieurs milliers de mg/L).

3.2. La toxicité

Le deuxième impact immédiat va résider dans la toxicité de ces produits, toxicité de la substance responsable du principe actif, le fondant, qui est en l'occurrence relativement faible, même si des documents renseignent sur sa toxicité (ATSDR, 1997; CERHR, 2002), mais également des différents additifs présents dans le mélange commercial dont la composition fait généralement l'objet d'un secret industriel. Il existe de nombreuses études de toxicité liées à ces produits mais elles sont souvent réalisées dans des conditions différentes et donc difficilement comparables (US-EPA, 2000). Les mélanges commerciaux à base de glycols ont souvent été caractérisés comme ayant une plus forte toxicité que le produit actif (Figure 1,

US-EPA, 2000). Les produits de Type I peuvent être considérés comme relativement inoffensifs vis à vis du milieu aquatique alors que les types II/IV peuvent être considérées comme légèrement toxiques. Malgré cette faible toxicité, les sous-produits de la dégradation anaérobie des glycols peuvent former des co-produits relativement plus toxiques, tels que les acétaldéhyde (US-EPA, 2000). Les acétates de sodium et potassium sont quant à eux considérés comme relativement inoffensifs

C'est donc surtout vers la question de la toxicité des additifs que les études se portent actuellement (NGI, 2002 ; Corsi et al., 2006).



PG : propylène glycol, TTZ = tolytriazoles

L'augmentation de toxicité est illustrée par la baisse de la concentration létale provoquant la mort de 50% des individus du test (LC50). Les tests présentés dans la figure reposent sur un cladocère d'eau douce (Ceriodaphnia dubia), un poisson d'eau douce (Fathead minnow) et une bactérie marine (Microtox)

Figure 1 : Influence de la formulation sur la toxicité (US-EPA, 2000).

Les additifs dont les teneurs varient de 1 à 5% dans les formulations commerciales, sont nombreux et jouent différents rôles :

- agents mouillants/surfactants : ils réduisent la *tension superficielle* du fluide et facilitent sa vaporisation ou son adhérence à la surface de l'avion. Il s'agit de tensioactifs ioniques

ou non (dont les alkyl-phénols ethoxylates), mais également d'autres substances telles que le 1,4-dioxane (US-EPA, 2000) .

- inhibiteurs de corrosion et retardateurs de flamme : les plus communs sont les benzotriazoles et les tolyltriangles. D'autres inhibiteurs de corrosion sont fréquemment utilisés : esters de phosphate, benzoate, tetraborate (US-EPA, 2000)
- des tampons pH,
- des colorants.

Il semble que d'un point de vue environnemental les deux groupes d'additifs à considérer soient les triazoles (NGI, 2002, Corsi et al.,2006, Giger et al., 2006) et les alkyl-phénols ethoxylates (Corsi et al., 2006). Les nonylphénols et leurs éthoxylates (un des groupes constitutif des alkyl-phénols avec les octylphénols) font également partie des substances classées prioritaires et dangereuses pour les milieux aquatiques en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)². Les études de toxicité, en laboratoire ou sur site, sont centrées autour des dégivants mais les déverglaçants sont également concernés. Les formiates et acétate étant corrosifs et inflammables, ils contiennent des inhibiteurs de corrosion et des retardateurs.

Il est important de noter que les objectifs de préservation/protection du milieu récepteur doivent intégrer, dans le cadre de la DCE, le bon état écologique du milieu, qui intègre des critères physico-chimiques, hydrobiologiques et hydrauliques.

3.3. La dégradabilité

La dégradabilité aisée de ces produits dans des conditions favorables, à la base des procédés de traitement mis en œuvre sur les plates-formes (cf- ci-dessus), a fait l'objet de nombreuses études en milieu aquatique mais également dans la zone non saturée des sols. Tout comme pour les études de toxicité il existe beaucoup plus de données pour les glycols que pour les acétates/formiates, mais tout comme pour les tests de toxicité, les études sont réalisées dans des conditions différentes et sont donc difficilement comparables (US-EPA, 2000).

Des études, réalisées sur les produits bruts, montrent que les vitesses de biodégradation dépendent de la température et de l'oxygénation du milieu et que les glycols se dégradent plus lentement en conditions anaérobies. Le propylène glycol se dégrade ainsi

² décision 2455/2001 du 16 décembre 2001 prise en application de la Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

aussi bien en milieu aquatique que dans les sols. Les acétates et formiates sont connus pour se dégrader facilement même à basse température et plus facilement que les glycols.

La constante de dégradation du premier ordre k ($k = -\ln(C/C_0)/dt$), qui correspond à la vitesse de disparition de la substance, est exprimée en jour^{-1} . k , qui permet de calculer la demie vie du produit ($t_{1/2} = \ln 2/k$), temps nécessaire à faire disparaître 50% de la concentration de départ, est le principal paramètre caractérisant la « dégradabilité » d'une substance. k augmente généralement avec la température et avec la diminution du rapport concentration initiale/biomasse (Corsi et al., 2001). Les vitesses de dégradation expérimentales sont limitées par la disponibilité des éléments nutritifs, azote (N) et phosphore (P), (Gooden, 1988). La majorité des études ont été réalisées en laboratoire à partir de produits purs mais certaines ont pu déterminer des constantes de dégradation en réalisant des mesures sur le terrain (Corsi et al., 2001).

Huraux (1997) a réalisé sur l'aéroport Charles de Gaulle un suivi en cuve thermostatée (5, 20 et 40°C) de la dégradation d'acétate de potassium et de glycols (produits chimiques purs) dans de l'eau prélevée dans le réseau pluvial avec ajout de biomasse issue d'une station d'épuration (STEP) des eaux usées domestiques. Il met en évidence une inhibition de la dégradation de l'acétate et des glycols à 4 °C. Fournier (2001), dans une étude réalisée avec le concours du Service Technique des Bases Aériennes, a testé l'influence de la température, de la concentration en éléments nutritifs et de la *biomasse* (*biofilm* prélevé à la surface d'un bassin d'infiltration de l'aéroport de Lille-Lesquin) sur la dégradation d'acétate de potassium et de glycols, (produits chimiques purs) dilués dans de l'eau de source. La courbe de décroissance est caractérisée par une première phase de latence durant laquelle la biomasse s'adapte et une phase de décroissance optimale. Cette étude met en évidence l'influence de la température ; le temps de latence augmentant et la vitesse de dégradation diminuant avec la baisse de la température. L'influence de la biomasse est également nette : plus la masse initiale de l'*inoculum* est faible, plus la biomasse doit croître pour atteindre un niveau suffisant permettant de dégrader le substrat ce qui induit un temps de latence plus long mais des pentes de dégradation identiques. Les éléments nutritifs constituent en dessous d'une certaine concentration un facteur limitant la dégradation. L'acétate est plus facilement biodégradable que les glycols (propylène et éthylène). C'est également le produit dont la dégradation est la moins influencée par une diminution de température et de biomasse initiale.

Les tests réalisés en 2001 (Fournier, 2001) ayant été menés à partir de produits chimiques purs et d'eau de source, un des points clefs de la présente étude, qui prolonge ce premier travail, réside dans l'utilisation d'échantillons prélevés dans le réseau

d'assainissement pluvial aéroportuaire après application de produits déverglaçants et dégivrants pendant la période hivernale 2006-2007.

B| Les expérimentations

1) Méthodologie

Les sites d'études retenus pour le prélèvement des eaux de pluie ont été choisis parmi les aéroports présentant un trafic important et situés dans une zone climatique propice à l'utilisation de fondants. Le choix s'est ainsi porté sur les aéroports de Bâle-Mulhouse et de Strasbourg-Entzheim qui sont, l'aéroport Roissy-Charles de Gaulle mis à part, les plus gros consommateurs de fondants en France (STAC, 2006).

1.1. Les prélèvements

En raison de sa proximité et de son savoir-faire, les opérations de prélèvements et de caractérisations des sites d'étude ont été réalisées par le CETE de l'Est (LRPC de Nancy et Strasbourg). Le protocole de prélèvement adopté est présenté en annexe 1 et synthétisé ci-dessous.

Un point d'échantillonnage, situé en aval du réseau d'assainissement avant le rejet dans le milieu naturel, a été retenu par site d'étude. Il est à signaler que les rejets d'eaux pluviales au milieu naturel sont encadrés, pour les deux plates-formes, par un arrêté préfectoral d'autorisation au titre de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques. Pour Strasbourg-Entzheim, le débit rejeté au milieu (La Bruche) est piloté par la mesure en continu du débit du cours d'eau récepteur et celle de la qualité des effluents stockés de manière à ne pas déclasser la qualité du milieu récepteur. Pour Bâle-Mulhouse, l'effluent après passage dans des bassins de stockage et dans une rhizosphère est infiltré dans le sol après mesure en continu du COT .

Pour l'aéroport de Strasbourg-Entzheim il est situé au niveau du bassin de stockage final, où cheminent toutes les eaux de ruissellement de la plate-forme (pistes + parkings).

Pour l'aéroport de Bâle-Mulhouse, le point retenu correspond à celui instrumenté par les services de l'aéroport avant infiltration des eaux. Ce point recueille essentiellement les eaux pluviales du parking avion.

Il est à noter que le temps de séjour de l'effluent dans le système d'assainissement n'est connu ni pour Bâle-Mulhouse, ni pour Strasbourg-Entzheim. L'objectif de la phase de prélèvement étant d'obtenir un échantillon moyen représentatif du rejet d'eau pluviale suite à l'application des produits dégivrant/déverglaçant, le prélèvement est assuré au moyen d'un

préleveur automatique multi-flacons (24 x 1 L) asservi à la mesure de débit, puis sur une base temporelle permettant si possible de couvrir l'événement pluvieux. L'échantillon moyen est ensuite reconstitué à partir des flacons au prorata du débit écoulé au cours de la phase de prélèvement.

Au niveau de Strasbourg-Entzheim le débit étant régulé par le fonctionnement de pompes il était prévu de lancer l'échantillonnage à partir d'un contact sec et de constituer l'échantillon moyen par mélange direct des 24 flacons, cependant en raison de la mise en marche des pompes en dehors des événements pluvieux il a été décidé de réaliser le prélèvement dans le bassin³ lui même lors de sa vidange vers le milieu récepteur (La Bruche).

Pour Bâle-Mulhouse, le prélèvement est déclenché par contact sec et l'échantillon moyen est reconstitué, après réception des échantillons au LROP, à partir de la chronique de débit enregistré par l'aéroport.

Le volume de l'échantillon moyen devant permettre de réaliser les analyses physico-chimiques et micro-biologiques ainsi que les tests de dégradation, il a été décidé d'installer un préleveur à Strasbourg-Entzheim et 2 préleveurs en parallèle à Bâle-Mulhouse.

Pour chaque aéroport, une fois l'échantillon reconstitué celui-ci est envoyé, par le LR Nancy à Strasbourg-Entzheim et par l'aéroport à Mulhouse, dans les plus brefs délais au LROP.

Un des points clefs de cette phase de prélèvement réside en la maintenance de l'équipement de prélèvement et la gestion des prélèvements. Au niveau de Bâle-Mulhouse cette phase, ainsi que l'envoi des échantillons par transporteur au LROP, ont été réalisés par le gestionnaire (représenté par Céline Geiger du Service Environnement de l'aéroport). Au niveau de Strasbourg-Entzheim, la maintenance des points de mesure est assurée par le LRPC de Strasbourg et la gestion des échantillons par le LRPC de Nancy ; la phase de prélèvement étant réalisée en synergie avec la CCI.

Il était initialement prévu de réaliser trois prélèvements par plate-forme au cours de la période hivernale 2006-2007 afin de couvrir des modes de fonctionnement différents : quantités de produits épandus, intensité/durée de l'événement pluvieux/neigeux, ... En raison des délais de mise en place de l'étude et d'un hiver particulièrement clément (Tableau 2) les volumes de fondant utilisés et le nombre de jours avec épandage et/ou pulvérisation de fondants ont été limités par rapport aux années précédentes (STAC, 2006 et données

³ A la demande de la CCI de Strasbourg, gestionnaire de la plate-forme, le point de prélèvement a été déplacé en sortie du réseau au niveau du rejet dans la Bruche.

gestionnaires). Deux événements ont été échantillonnés sur Bâle-Mulhouse (24 janvier 2007 et 20 mars 2007) et un seul sur Strasbourg-Entzheim (événement du 23 janvier, prélevé le 09 février dans le bassin) au cours de l'hiver 2006-2007 (tableau 3). Enfin, une campagne de prélèvement a été réalisée au printemps-été 2007 (11 juin à Bâle-Mulhouse et 19 juillet à Strasbourg-Entzheim) afin de déterminer les caractéristiques des eaux pluviales en dehors des périodes d'utilisation des fondants (l'échantillon est dénommé par la suite point de référence).

Tableau 2 : Températures hivernales moyennes mensuelles pour la période 1961-1990 et pour l'hiver 2006-2007 sur les stations de Strasbourg et de Bâle-Mulhouse (d'après le site infoclimat <http://www.infoclimat.fr>).

		Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril
Température moyenne °C 1961-1990 / 2006-2007	Mulhouse	1,8 / 3,4	0,8 / 5,7	2,5 / 6	5,9 / 6,5	9,4 / 13,8
	Strasbourg	1,9 / 4,4	0,9 / 6,1	2,5 / 5,9	6 / 7,2	9,6 / 14,6

Tableau 3 : Caractéristiques des échantillons prélevés et opération(s) de viabilité réalisée(s) avant la pluie ayant généré l'écoulement.

	Date	Opérations de viabilité
Bâle-Mulhouse		
EM1	24/01/2007	dégivrage (+ déverglçage [°])
EM2	20/03/2007	dégivrage
Mréf.	11/06/2007	<i>aucune</i>
Strasbourg-Entzheim		
S1	09/02/2007	dégivrage + déverglçage
S2	à venir	
Sréf.	19/07/2007	<i>aucune</i>

[°] le système échantillonné ne recueille pas les eaux ayant ruisselé sur les pistes

1.2. Les produits et leur caractérisation

Le tableau 4 présente les caractéristiques des produits utilisés sur les deux plates-formes. Les fiches techniques de ces produits sont présentées en annexe 2. Les produits appliqués aux avions sont les mêmes pour les deux aéroports, mono-propylène glycol de type I, III et IV, alors qu'ils diffèrent pour les déverglçants, acétate de sodium solide et acétate de potassium liquide à Bâle-Mulhouse et acétate de potassium liquide à Strasbourg-Entzheim. Il est important de signaler qu'il existe différents opérateurs pour la mise en œuvre de ces produits sur chaque plate-forme.

Ces produits, fournis par les gestionnaires des deux aéroports, ont fait l'objet d'analyses chimiques au laboratoire (LROP et sous-traitance⁴) pour contrôler leurs caractéristiques et notamment la présence d'additifs (pour des raisons de participation financière, seuls les additifs ont été analysés sur les produits utilisés à Bâle-Mulhouse). La nature des produits est à l'origine de difficultés analytiques (fortes dilutions nécessaires et limite de quantification élevée). Ces résultats (tableau 5 et rapports d'essais en annexe 4) sont cohérentes avec les données de formulation présentées dans les fiches-produits. En ce qui concerne les déverglaçants, l'acétate constitue bien la substance active du produit mais on note également la présence de formiate en concentration importante dans les formulations solides et liquides. Leur présence pourrait être liée à une dégradation partielle de l'acétate. Le rapport DCO/DBO5 de ces produits illustre leur bon potentiel de bio-dégradation et tout particulièrement de ceux à base d'acétate. Au niveau des additifs⁵, on note la présence systématique de détergents non ionique et quasi systématique, le Clearway 6S (déverglaçant solide à base d'acétate de sodium) faisant exception, de bore pouvant provenir du tétraborate de sodium utilisé comme inhibiteur de corrosion. Le benzoate et le benzotriazoles, autres inhibiteurs de corrosion, ont été détectés dans l'Ecowing 26 (monopropylène glycol de type II) et le Kilfrost ABC (monopropylène glycol de type IV), respectivement.

Les deux événements échantillonnés sur l'aéroport de Bâle-Mulhouse correspondent à une mise en œuvre différente des fondants : le 24 janvier 2007, des opérations de dégivrage/antigivrage et de déverglaçage (produits liquides et solides) ont eu lieu alors que le 20 mars 2007 seules des opérations de dégivrage avion ont eu lieu (tableau 3). Il est important de rappeler que le point de prélèvement recueille essentiellement les eaux d'assainissement du parking avion. Les quantités de produits anti-dégivrants utilisées lors de l'événement du mois de janvier sont plus importantes que celles utilisées en mars. Sur Strasbourg-Entzheim le prélèvement du 9 février fait suite à des opérations de dégivrage et de déverglaçage (tableau 3).

1.3. Les effluents prélevés

A réception des flacons, l'échantillon moyen représentatif de l'événement est réalisé par mélange des flacons au prorata du débit écoulé. L'échantillon moyen est ensuite divisé et conditionné pour les différentes analyses physico-chimiques et micro-biologiques (au LROP

⁴ La liste des paramètres analysés au LROP ou sous-traités, ainsi que les références normatives utilisées, sont présentées en annexe 3

⁵ En raison des limites de quantification analytique, la non quantification de ces substances ne signifie pas qu'elles ne sont pas présentes dans les formulations.

et en sous-traitance) et pour la réalisation des expériences. Le premier échantillon de Bâle-Mulhouse (dénommé EM1 par la suite) a été conditionné au réfrigérateur ($<4^{\circ}\text{C}$). Cependant en raison de la durée nécessaire à la réalisation des expérimentations et afin de prévenir la dégradation d'une partie de la charge organique il a été décidé de congeler les échantillons suivants.

Ces prélèvements ont fait l'objet de caractérisations physico-chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques, présentées dans le tableau 6 (rapports d'essais en annexe 4). Il est bon de rappeler que ces effluents sont prélevés en aval du système d'assainissement avant infiltration à Bâle-Mulhouse et avant rejet dans la Bruche à Strasbourg-Entzheim. En terme de charge organique (DCO, DBO_5 et COT) ces effluents ont des caractéristiques proches et sont moyennement chargés (par rapport aux concentrations maximales mesurées sur d'autres aéroports) avec un rapport DBO_5/DCO de 1,6 à Strasbourg et de 1,4 à Mulhouse qui traduit la bonne dégradabilité de cette charge. Ce rapport est proche de celui d'un mélange Clariant safeway + dégivrants sur Strasbourg et de celui des déverglaçants utilisés à Mulhouse (tableaux 3 et 4). La DCO est comprise entre 649 mg/L (EM2) et 878 mg/L (S1) ce qui est proche des 500 mg/L des expériences réalisées par Fournier (2001). Ces concentrations peuvent être comparées à celles mesurées lors du printemps-été 2007 : < 30 mg/L à Bâle-Mulhouse et 67 mg/L à Strasbourg-Entzheim. La faible concentration en matières en suspension (MES) indique que cette charge est essentiellement dissoute. Le pH des trois échantillons est identique et très proche de la neutralité. La conductivité plus forte de l'échantillon de Strasbourg peut s'expliquer par la présence de chlorure (lié au salage de voirie) et aux sels d'acétate. L'effluent prélevé à Strasbourg (S1) est également caractérisé par de fortes concentrations en ammonium, phosphore et Nk (*azote kjeldahl*) qui pourraient traduire l'arrivée d'eaux usées domestiques dans le réseau pluvial. De plus fortes concentrations en ces paramètres sont également déterminées au niveau du point référence de Strasbourg comparativement à celui de Mulhouse. La charge organique mesurée à Bâle-Mulhouse, avec une quasi absence de glycols dans les échantillons, semble être en opposition avec le fait que des opérations de traitement des avions ont eu lieu avant l'événement pluvieux. Cette absence ainsi que la présence de formiates en faible concentration semble traduire la dégradation de l'effluent dans le réseau en amont du point de prélèvement, les *métabolites*, dont un a été identifié, les formiates, pouvant alors être responsable de la charge organique. Les faibles concentrations en DCO, DBO_5 et MES du point de référence de Bâle-Mulhouse semblent également témoigner de l'efficacité du dispositif de traitement par rhizosphère situé en amont du point de prélèvement. En raison du choix d'implanter les points

Tableau 4 : Données fabricants sur la composition des fondants utilisés à Strasbourg-Entzheim et Bâle-Mulhouse

	Dégivrant / antigivrant avion			Déverglaçant		
	Kilfrost DFPlus Type I	Kilfrost ABC-S Type IV	Ecowing 26 Type II	Clearway 6S	Clearway 1	Clariant Safeway
Strasbourg	X	X	X			X
Mulhouse	X	X	X	X	X	

Substance active	monopropylène glycol (>80%)	monopropylène glycol (>50%)	monopropylène glycol	Na acétate	K acétate	K acétate
apparence	solution aqueuse	solution aqueuse	solution aqueuse	solide	liquide	solution aqueuse
additifs	Inhib. de corrosion Retardateur de flamme	?	Sans triazole		Inhib. de corrosion	Inhib. de corrosion
pH	9 (20°C)	7 (20°C)	7 (20°C)	8 à 11 ¹	10,5 à 11,5	9 à 11,5
DBO5*	0,59	0,418	0,444	0,320	0,210	0,300
DCO*	1,39	0,835	0,756	0,560	0,330	0,330
DCO/DBO	2,4	2	1,7	1,7	1,6	1,1
Biodégradation	Complète en 48h		59 % à 5 jours	Facilement bio.	Facilement bio.	> 90% ²
Traces	P, S	-				

¹dilution 10% ² méthode DIN 38412 T24

* en kg/L ou kg/kg de produit brut

Tableau 5: Caractéristiques physico-chimiques des fondants utilisés à Strasbourg-Entzheim et Bâle-Mulhouse

Concentrations en mg/L	dégivrant/antigivrant avion			deverglaçant		
	Kilfrost DF Plus type I	Kilfrost ABC-S Type IV	Ecowing 26 Type II	Clearway 6S (mg/kg)	Clearway 1	Clariant Safeway
DCO	1 390 000	955 800	904 900	1 013 500	327 200	402 500
DBO ₅	551 180	p.a.	p.a.	800 000	237 500	284 300
DCO/DBO ₅	2,5	-	-	1,3	1,4	1,4
COT	899 000	785 200	709 200	-	149 340	185 500
Conductivité	43,4 µS/cm	363 µS/cm	223 µS/cm	38,6 mS/cm	120,5 mS/cm	123,4 mS/cm
Principes actifs en mg/L						
Acétates	n.a.	n.a.	n.a.	25%	410 000	342 000
Formiates	n.a.	n.a.	n.a.	8%	69 000	n.a.
Propylène glycol	89%	56%	49%	n.a.	n.a.	n.a.
Additifs en mg/L						
tétraborate de sodium	42	18	19	<0,001%	17	n.a.
tris(2-chloroéthyl)phosphate	< 100	< 100	< 100	< 0,1%	< 100	n.a.
tributylphosphate	< 100	< 100	< 100	< 0,1%	< 100	n.a.
nonylphénol éthoxylate	< 100	< 100	< 100	< 0,1%	< 100	n.a.
octylphénol éthoxylate	< 100	< 100	< 100	< 0,1%	< 100	n.a.
1,4-dioxane	< 100	< 100	< 100	< 0,1%	< 100	n.a.
Benzotriazoles	< 50	70	< 50	< 0,1%	< 50	n.a.
Tolytriazoles	< 50	< 50	< 50	< 0,1%	< 50	n.a.
Benzoate	n.a.	n.a.	présence	< 0,1%	< 50	n.a.
Détergents anioniques	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Détergents non ioniques	122	65	47	55 mg/kg brut	60	n.a.

n.a. : non analysé

p.a. : problème analytique

de prélèvement en aval du système d'assainissement, il est impossible de discuter des processus hydrauliques et/ou bio-physicochimiques pouvant intervenir tout au long du cheminement des effluents pluviaux et avoir une influence sur la charge organique et sa dégradation.

L'analyse réalisée sur EM 2 révèle la présence de benzotriazole vraisemblablement issus de l'application de produits dégivrants (cf. tableau 4). Il est à noter que le tolytriazole n'est pas détecté dans ces échantillons. Alors que les alkylsphénols éthoxylés sont absents des échantillons EM1 et EM2, la présence de nonylphénol pourrait être issus de leur dégradation (Environnement Canada, 2006). La concentration en nonylphénol de l'effluent, de l'ordre de 5 µg/L peut être comparée à la valeur limite respectant le bon état chimique d'un cours d'eau fixée provisoirement dans le cadre de l'application de la DCE à 0,3 µg/L⁶. La présence de phénol et crésol (méthylphénols) généralement utilisés dans les opérations de nettoyage des avions (US Federal Aviation Administration, 1991) est signalée dans le réseau d'assainissement de différents aéroports (US-EPA, 2000). Des détergents anioniques sont détectés dans les trois échantillons. Les échantillons EM1 et EM2 présentent également des concentrations en détergents non ioniques et en esters de phosphate.

Ces analyses traduisent donc la présence des additifs dans le réseau pluvial sans toutefois qu'il en résulte une toxicité de l'effluent (Bâle-Mulhouse) d'après les tests réalisés sur un crustacé d'eau douce, la daphnie (essai basé sur la mortalité), et une bactérie marine (essai microtox basé sur l'inhibition de la luminescence). Il serait intéressant de réaliser des analyses de la nappe située sous le bassin d'infiltration pour déterminer un impact possible sur la nappe même si des études réalisées en Norvège sur des aéroports pour lesquels des concentrations en benzotriazoles et tolytriazoles ont été déterminées dans les eaux souterraines n'ont pas révélé de toxicité particulière de celles-ci (NGI, 2002).

La biomasse aérobie initialement présente dans les trois échantillons a été caractérisée ainsi que la proportion de *Pseudomonas* spp. EM1 se différencie par la proportion élevée de *Pseudomonas* spp. (82%) et biomasse aérobie réduite (10 fois plus faible que pour EM2 et S1 pour lesquels la proportion de *Pseudomonas* spp. est d'environ 5%).

Rappel : Les *Pseudomonas* sont des bactéries ubiquistes que l'on rencontre dans les sols et dans les eaux douces et marines. De nombreuses souches peuvent se développer à basse température.

⁶ Valeurs-seuils provisoires du "bon état" (période transitoire 2005-2007 : programmes de mesures, choix des objectifs environnementaux, ...). MEDAD, 2005.

Tableau 6 : Caractérisation des effluents prélevés sur les deux plates-formes en aval du réseau d'assainissement.

Paramètre	Bâle-Mulhouse		Strasbourg-Entzheim	Unité
	EM1 24/01/2007	EM2 20/03/2007	S1 09/02/2007	
Cadmium	< 20	0,12	<20	µg/L
Cuivre	< 50	8	<50	µg/L
Plomb	< 300	1,2	<300	µg/L
Zinc	0,08	0,067	0,23	mg/L
Hydrocarbures totaux	< 0,5	1,15	0,91	mg/L
Chlorures	6,37	4,98	24,5	mg/L
Conductivité à 25°C	362	441	1917	µS/cm
DBO5	550	460	555	mg O2/L
DCO	778	649	878	mg/L
DCO/DBO5				
COT	265	155	315	mg/L
MES	5	7	n.a.	mg/L
NH4	<0,05	0,19	n.a.	mg NH4/L
NK	<1	1,18	1,39	mg/L
NO3	3,19	3,28	4,05	mg NO3/L
P total	< 0,05	0,16	1,05	mg/L
pH	6,90 à 18,6°C	6,80 à 19,6°C	6,80 à 18,8°C	unité pH
PO4	0,16	< 0,15	1,98	mg PO4/L
détergents anioniques	0,12	0,09	0,38	mg/L
Sulfates	8,17	1,94	n.a.	mg/L
détergents non ioniques	0,4	1,1	n.a.	mg/L
Acétate	< 1	≤1	854	mg/L
Formiate	24	38,5	n.a.	mg/L
Benzoate	< 1	≤1	n.a.	mg/L
Benzotriazoles	< 5	7	n.a.	µg/L
Tolytriazoles	< 5	<5	n.a.	µg/L
Tris(2-chloroéthyl)phosphate	1,3	≤1	n.a.	µg/L
Tributylphosphate	≤ 1	130	n.a.	µg/L
propyléneglycol	< 5	<1	35	mg/L
Nonylphénol éthoxylate	< 0,1	<0,1	n.a.	µg/L
Octylphénol éthoxylate	< 0,1	<0,1	n.a.	µg/L
Nonylphénol	3,1	5,9	n.a.	µg/L
2-Méthylphénol	0,1	Traces	n.a.	µg/L
3-Méthylphénol	10	Traces	n.a.	µg/L
4-Méthylphénol	2,6	0,62	n.a.	µg/L
Phénol	16	4,6	n.a.	µg/L

Tableau 6 : suite

	EM1 24/01/2007	EM2 20/03/2007	S1 09/02/2007	
Paramètre	Bâle-Mulhouse		Strasbourg-Entzheim	Unité
Biomasse				
Bactéries aérobies (36°C)	28 000	350 000	200 000	UFC/mL
pseudomonas totaux	2 300 000	840 000	1 350 000	UFC/100 mL
pseudomonas aeruginosa	Interférences	0	0	UFC/100 mL
test Microtox de toxicité photobactérium				
photobactérium equitox	<1,0	<1,0	n.a.	
test de toxicité préliminaire daphnie 24H				
daphnia magna	non toxique	non toxique	n.a.	

≤ indique la présence de l'analyte mais sans qu'il puisse être quantifié.

Tableau 7 : Caractérisation des effluents pluvieux en dehors de la période de viabilité hivernale (point de référence)

Paramètre	Mréf.	Sréf.	Unité
	Bâle-Mulhouse	Strasbourg-Entzheim	
	11/06/2007	19/07/2007	
Cadmium	<0,11	<0,11	µg/L
Cuivre	2,1	15,2	µg/L
Plomb	<1	<1	µg/L
Zinc	<0,05	<0,05	mg/L
Hydrocarbures totaux	<0,07	0,094	mg/L
Chlorures	1,31	8,77	mg/L
Conductivité à 25°C	108,9	261	µS/cm
DBO5	<3	6	mg O2/L
DCO	<30	67	mg/L
COT	2,38	18,7	mg/L
MES	2,5	12	mg/L
NH4	0,62	0,76	mg NH4/L
NK	<1	1,31	mg/L
NO3	3,41	12,01	mg NO3/L
P total	0,07	0,17	mg/L
pH	7,85 à 17,6°C	7,65 à 9,7°C	unité pH
PO4	0,18	0,19	mg PO4/L
détergents anioniques	0,1	1,1	mg/L
Sulfates	8,54	17,8	mg/L
détergents non ioniques	0,4	n.a.	mg/L
Acétate	n.a.	<1	mg/L

Tableau 7 : suite

Paramètre	Bâle-Mulhouse	Strasbourg-Entzheim	Unité
	11/06/2007	19/07/2007	
Formiate	n.a.	n.a.	mg/L
Benzoate	n.a.	n.a.	mg/L
Benzotriazoles	n.a.	n.a.	µg/L
Tolytriazoles	n.a.	n.a.	µg/L
Tris(2-chloroéthyl)phosphate	n.a.	n.a.	µg/L
Tributylphosphate	n.a.	n.a.	µg/L
propyléneglycol	n.a.	<1	mg/L
Nonylphénol éthoxylate	n.a.	n.a.	µg/L
Octylphénol éthoxylate	n.a.	n.a.	µg/L
Nonylphénol	n.a.	n.a.	µg/L
2-Méthylphénol	n.a.	n.a.	µg/L
3-Méthylphénol	n.a.	n.a.	µg/L
4-Méthylphénol	n.a.	n.a.	µg/L
Phénol	n.a.	n.a.	µg/L
Biomasse			
Bactéries aérobies (36°C)	25 000	8 500	UFC/mL
pseudomonas totaux	1 000	29 000	UFC/100 mL
pseudomonas aeruginosa	0	0	UFC/100 mL
Ecotoxicité			
photobactérium equitox	<1,0	n.a.	
daphnia magna	non toxique	n.a.	

Les caractérisations analytiques ont porté sur les produits bruts utilisés sur les deux plates-formes, sur deux effluents pluviaux par plate-forme et sur deux points de référence. Ces effluents correspondent à un mélange dégivrant/déverglaçant pour Strasbourg-Entzheim et uniquement à des dégivrants à Bâle-Mulhouse. La charge organique est de l'ordre de 750 mg/L en DCO mais est constituée de substances organiques différentes entre les deux plates-formes. Contrairement à celui prélevé à Strasbourg-Entzheim, l'effluent prélevé à Bâle-Mulhouse semble avoir subi une transformation dans le système d'assainissement.

Des additifs (détergents, benzotriazoles, esters de phosphate), leurs dérivés (nonyphénols) et d'autres produits phénolés sont présents à Bâle-Mulhouse. Les deux effluents prélevés à Bâle-Mulhouse sont considérés comme non toxiques.

1.4. Les essais au laboratoire : méthodologie

1.4.1 Les réacteurs

Les tests ont été réalisés dans des réacteurs en verre de 2 litres à double paroi (volume utilisé 1,8 L). La température à l'intérieur des réacteurs est ajustée à $\pm 0,1^\circ\text{C}$ par circulation d'un fluide thermostaté (utilisation d'un cryostat). Pour une même température jusqu'à 5 essais peuvent être réalisés en simultané. De plus, chaque réacteur est équipé à sa base d'un diffuseur d'air afin d'assurer l'oxygénation de l'échantillon et muni d'un système d'agitation douce. L'oxygénation du milieu étant un paramètre important, des essais d'oxygénation ont été réalisés avant le début de l'étude. Ces tests, présentés en annexe 5., illustrent la bonne efficacité du dispositif. Un essai réalisé en l'absence de bullage mais avec l'agitation en marche montre que celle-ci permet également une oxygénation de l'eau mais moins efficace. Ce dispositif expérimental (photo 1) est relativement proche de celui utilisé par Fournier (2001).

Sur la durée de l'étude, seul le dispositif d'agitation a posé quelques problèmes avec des arrêts intempestifs du moteur pendant le week-end.

1.4.2. Origine et préparation de la biomasse

Le protocole suivi diffère de celui utilisé par Fournier (2001) principalement par l'usage d'une *culture libre* et non pas d'un biofilm issu d'un bassin d'infiltration. Ce protocole se rapproche de certains tests normalisés pour estimer la biodégradabilité aérobie des substances organiques en milieu aquatique (OCDE, ISO, US-EPA ...). La biomasse utilisée, *boue activée*, est issue du compartiment d'aération d'une station d'épuration des eaux usées domestiques fonctionnant correctement.

Dès réception de l'échantillon d'eau prélevé sur les aéroports, la boue est prélevée en quantité suffisante pour réaliser une série de tests (cf. plus loin). La biomasse est caractérisée : biomasse aérobie et proportion de *Peudomonas* spp. La boue est ensuite maintenue sous aération pendant une journée (photo 2) puis est centrifugée afin de l'épaissir. Le choix de la condition de référence pour réaliser les tests est d'utiliser un rapport charge organique/biomasse relativement faible. Ce rapport appelé charge massique est théoriquement établi à partir des concentrations en DBO_5 et en matières volatiles (MV). Afin de pouvoir estimer rapidement la charge organique de l'effluent, nous avons utilisé la mesure du carbone organique dissous (COD), filtré à $0,45\mu\text{m}$, et supposé un rapport DBO/COT de 1. Pour caractériser la biomasse nous avons utilisé sa siccité (teneur en matière sèche- MS). Pour chaque essai la quantité de boue injectée a permis de respecter un rapport COT/MS de 0,07. Le rapport DBO/MV en raison de la nature de la charge organique et de la composition des

boues s'est en fait révélé plus proche de 0,2. La concentration en boue activée utilisée, exprimée en poids de matière sèche, était de l'ordre de 4 g/L.



Photo 1 : Dispositif expérimental.



Photo 2 : Aération de la boue activée.

1.4.3. Les conditions de test

Différents paramètres ont été testés pour déterminer leur influence sur le processus de dégradation :

- la température. Des expériences ont été réalisées à 20°C, 10°C et 5°C.
- La biomasse. Les conditions de référence correspondent à un rapport COT/biomasse constant (cf. ci-dessus). D'autres expériences ont été réalisées en l'absence de biomasse, avec une biomasse divisée par 2 et une biomasse multipliée par 2.
- L'oxygénation. Un essai a été réalisé sans oxygénation.
- Les éléments nutritifs. Les conditions de référence correspondent à un apport optimal d'azote et de phosphore afin de respecter le rapport massique DBO5/N/P de 100/5/1. Au démarrage du test pour des raisons de disponibilités de la mesure nous nous sommes basés, comme pour déterminer la quantité de biomasse à utiliser, sur la mesure du COD (supposé égal à la DBO5). Nous avons donc minoré l'apport théorique en éléments nutritifs. Ces éléments ont été apportés sous la forme de chlorure d'ammonium (NH₄Cl) et de dihydrogène-orthophosphate de potassium (KH₂PO₄). Il faut cependant noter que les boues activées utilisées contiennent des éléments nutritifs plus ou moins facilement assimilables. Une analyse des boues utilisées dans les tests a en effet permis de mesurer une concentration en azote Kjeldahl supérieure à 4% du poids sec.

Le détail des tests réalisés sur les trois échantillons est présenté dans les tableaux 8 à 10.

Sur l'échantillon EM2 à 20°C les essais ont été réalisés en double afin d'appréhender la reproductibilité des tests.

Tableau 8 : Récapitulatif des tests effectués sur l'échantillon EM1.

Echantillon	Mulhouse EM1				
Température : 20°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N				X	
nutriments P				X	X
Biomasse			X	X	X
Oxygénation		X	X	X	X
Température : 10°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N			X		
nutriments P			X		
Biomasse		X	X		
Oxygénation		X	X		
Température : 5°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N		X			
nutriments P		X			
Biomasse	X	X			
Oxygénation	X	X			

Tableau 9: Récapitulatif des tests effectués sur l'échantillon EM2.

Echantillon	Mulhouse EM2				
Température : 20°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N				X	
nutriments P				X	
Biomasse		X	X	X	X
Oxygénation	X	X		X	
	Essai doublé	Essai doublé	Essai doublé	Essai doublé	Essai doublé
Température : 10°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N			X	X	
nutriments P			X	X	
Biomasse		X	1/2	X	
Oxygénation	X	X	X	X	
Température : 5°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N			X	X	
nutriments P			X	X	
Biomasse		X	1/2	X	
Oxygénation	X	X	X	X	

Tableau 10: Récapitulatif des tests effectués sur l'échantillon S1.

Echantillon	Strasbourg S1				
Température : 20°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N			X	X	
nutriments P			X	X	
Biomasse		X	X	2	
Oxygénation	X	X	X	X	
Température : 20°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N	X	X			
nutriments P	X	X			
Biomasse	0,5	0,6 (boue recyclée du réacteur 4 précédent)			
Oxygénation	X	X			
Température : 10°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N		X			
nutriments P		X			
Biomasse	X	X			
Oxygénation	X	X			
Température : 5°C					
Réacteur	1	2	3	4	5
nutriments N					X
nutriments P					X
Biomasse				X	X
Oxygénation			X	X	X

1.4.4. Paramètres étudiés

La dégradation de la charge organique a été caractérisée en suivant l'évolution de la concentration en carbone organique dissous (COD) à l'aide d'un COT-mètre par combustion de marque Shimadzu. Cette analyse présente un double intérêt, celui d'être très rapide et celui de consommer peu d'échantillons (environ 2 mL). La durée des essais a été variable, de 2,5 à 7 jours, l'objectif général étant l'atteinte d'un pourcentage de dégradation de 90%. Un échantillonnage des réacteurs a été réalisé trois fois par jour matin, midi et soir, avec une interruption certains week ends. Le protocole de prélèvement est détaillé en annexe 6. Le pH, la conductivité et la concentration en oxygène dissous sont mesurés lors de chaque prélèvement. Le suivi de la concentration en oxygène dissous permet de vérifier que l'essai se déroule en conditions aérobies. Dans quelques cas la diminution de la concentration en oxygène dissous a entraîné un nouveau réglage du système d'aération.

En fin de test, un échantillon d'eau est analysé pour la caractérisation de la biomasse (totale aérobie et pseudomonas sp.), de la DBO₅, de la DCO, des MES/MVS, des glycols et acétates. Le niveau d'eau dans le réacteur est également noté tout au long de l'expérience afin de noter d'éventuels problèmes d'évaporation liés au bullage. Ce problème a été observé au cours de l'essai S1 et à engendrer une perte de volume de 20%. Les réacteurs ont ensuite été couverts de parafilm pour limiter les pertes. Les pertes liés aux prélèvements et à l'évaporation sont de l'ordre de 10%.

L'ajout de la biomasse est responsable d'une certaine augmentation du COD mais qui n'a pas d'influence sur le processus de dégradation.

2) Résultats

C'est un total de 37 essais qui ont été réalisés dans le cadre de cette étude. Le nombre d'essais est moins important dans le cas d'EM1 en raison d'un volume d'échantillon disponible limité. La courbe de dégradation de la charge organique type en condition de référence aux différentes températures est présentée dans la figure 2-A. Cette courbe diffère de celle déterminée par Fournier (2001) par l'absence de la phase n°1 dite de latence qui correspond à l'acclimatation des bactéries et leur spéciation qui permet le développement des enzymes adéquates (Figure 2-B) ce qui se traduit par une dégradation modérée de la DCO. Dans notre cas la quantité de biomasse initiale est suffisante pour que la dégradation débute immédiatement. Les phases 2 et 3 sont identiques. Les organismes constituant la boue activée

sont donc bien adaptés à la dégradation de ces produits. La totalité des résultats est présentée en annexe 7.

Afin de comparer nos résultats à ceux de Fournier (2001) nous les avons exploités de la même manière en déterminant la pente de dégradation (phase 2 de la figure 2) et la durée de dégradation (durée des phases 2 à 3 de la figure 2). Un troisième paramètre est utilisé pour la comparaison avec la bibliographie, la constante de dégradation du premier ordre $k = -\ln(C/C_0)/dt$ en jour^{-1} à partir de laquelle on calcule la demi-vie du produit $t_{1/2} = \ln 2/k$.

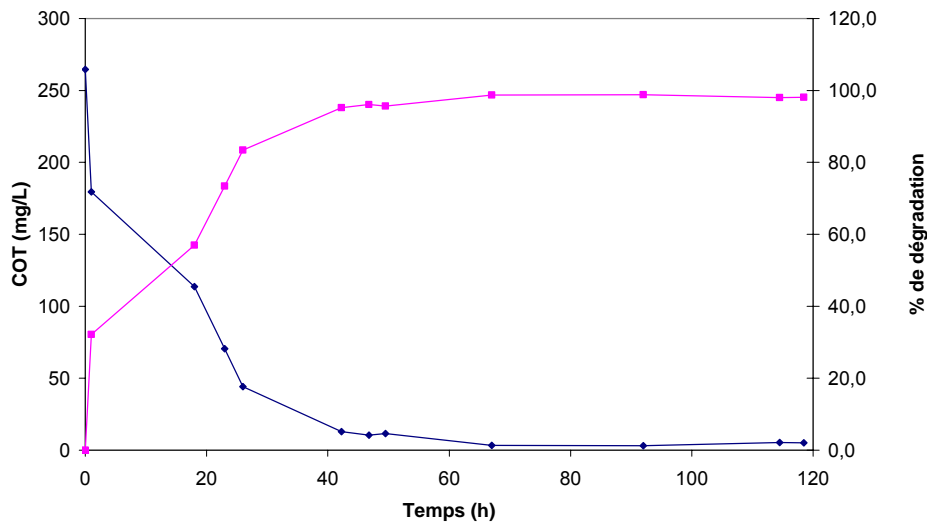
2.1. Durée de dégradation

La durée de dégradation correspond au temps nécessaire pour atteindre une dégradation de 90%. Ces temps sont présentés pour les essais en conditions standard dans le tableau 11 et la figure 3. Dans ces conditions de référence, les temps de dégradation sont pour les trois échantillons équivalents à 20 et 10°C (entre 43 et 75 heures) mais sont beaucoup plus longs à 5°C (entre 95 et 170 heures), l'échantillon S1 étant caractérisé par la durée la plus longue. Ces durées de dégradation sont dans le même ordre de grandeur que les durées déterminées par Fournier (2001), 42 à 54 heures (acétate et propylène glycol) à 20°C, à 67 heures (acétate) à 10°C en conditions de référence. À 5°C les temps de dégradation déterminés par Fournier sont plus longs : 168 à 263 (acétate et propylène glycol). Fournier (2001) montre que la durée de dégradation est supérieure pour les glycols à celle de l'acétate. Dans notre cas la durée de dégradation la plus longue à 5°C est liée aux fortes concentrations en acétate et glycols dans l'échantillon S1 alors que pour l'échantillon de Mulhouse une « dégradation » semble déjà avoir eu lieu dans le réseau en amont et que la charge organique présente dans l'effluent serait due à des sous-produits de dégradation plus facilement dégradables. Il est à signaler que l'échantillon EM1 conservé au réfrigérateur ($T < 4^\circ\text{C}$) se dégrade au cours du temps et qu'il est donc pré-disposé à se dégrader.

Pour les essais réalisés en dehors des conditions de référence, les durées de dégradation calculées à partir des pentes de dégradation pour atteindre une dégradation de 90 % sont présentées dans le tableau 12. La durée extrême de 1500 heures (62,5 jours) est déterminée pour l'échantillon EM2 à 5°C en conditions d'agitation et d'oxygénation. La durée maximale déterminée avec biomasse introduite dans l'échantillon est de 391 heures (16,3 jours) pour l'échantillon S1 à 5°C avec agitation et oxygénation.

Pour l'interprétation concernant l'influence des paramètres testés on préférera l'utilisation des pentes et constantes de dégradations.

(A)



(B)

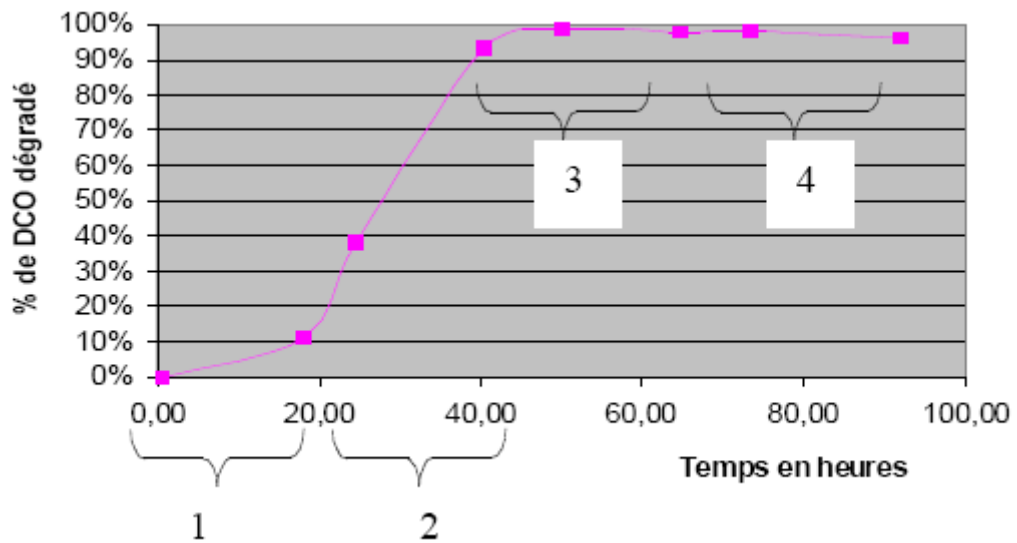
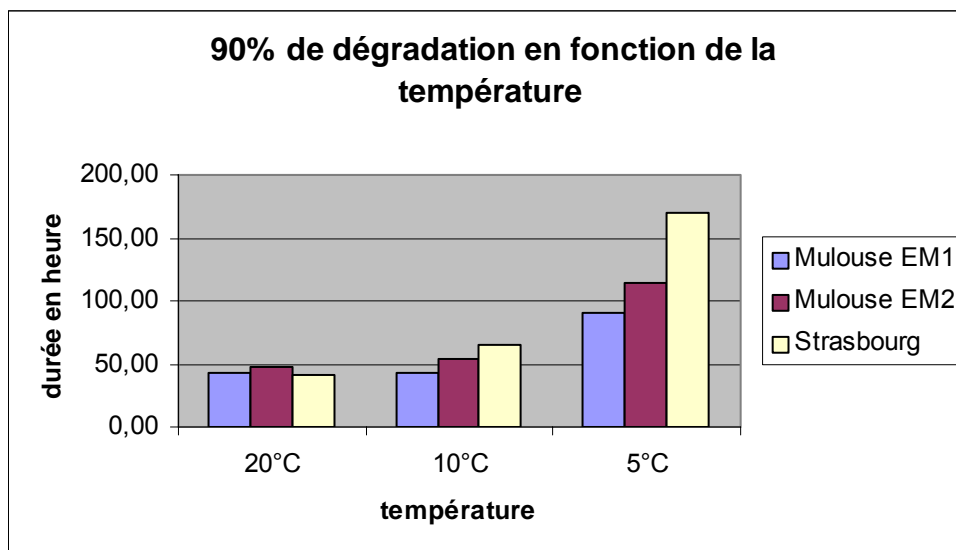


Figure 2 : A- Courbe type de dégradation de la charge organique au cours du temps
 B- Courbe type de dégradation pour les essais réalisés par Fournier (2001).

Tableau 11 : Durée de dégradation et pourcentage de dégradation mesuré pour les trois échantillons en conditions de référence à 20, 10 et 5°C

	Température (°C)	Durée (h)	% de dégradation
mulhouse EM1 Dégivrage	20	42,25	95,2
	10	42,50	94,5
	5	90,7	89,6
mulhouse EM2 Dégivrage	20	48	95,9
	10	54,67	92,8
	5	114,67	94,1
Stasbourg Déverglaçage/dégivrage	20	41,33	94,7
	10	64,70	94,3
	5	170,25	85,3

**Figure 3** : Comparatif des durées de dégradation déterminées en fin de test dans les conditions de référence à 20, 10 et 5°C.

2.3. Pente et constante de dégradation

La pente de dégradation est calculée par régression linéaire réalisée sur la zone de forte décroissance du COD dans une représentation % de dégradation = f(t). La constante de dégradation est quant à elle obtenue par régression linéaire sur cette même zone dans une représentation $-\ln(C/C_0) = f(t)$. Les résultats de ces calculs sont présentés dans le tableau 11. ainsi que dans la figure 5 pour les constantes de dégradation.

Dans les conditions de référence Fournier (2001) a déterminé des pentes de dégradation pour l'acétate et le propylène glycol à 20 et 10°C variant de 0,04 à 0,1%.h⁻¹ et à

5°C de 0,01 %·h⁻¹. Nos expérimentations permettent de déterminer une pente de dégradation plus importante, en moyenne de 1,49%·h⁻¹ (± 23%) à 20 et 10°C et de 0,65 %·h⁻¹ à 5°C. La ½ vie de la charge polluante est relativement courte dans les effluents de 11h à 10 et 20°C et de 24h à 5°C.

L'écart entre nos résultats et ceux de Fournier (2001) pourrait s'expliquer par la différence dans la quantité de biomasse présente dans les essais. Cette différence est estimée à un rapport de 15 en défaveur de l'expérimentation de Fournier (2001). Ce rapport est du même ordre que celui existant entre les pentes de dégradation. L'importance de la quantité de biomasse présente en début d'essai est également illustrée par les essais réalisés sur EM2 à 10 °C et S1 à 20°C avec 2 fois moins de biomasse que dans les conditions de référence et sur S1 à 20°C avec 2 fois plus et 1,7 fois moins de biomasse que dans les conditions de référence. Ainsi ce rapport 2/1/0,6/0,5 dans la quantité de biomasse se traduit par un rapport de 1,8/1/0,9/0,7.

Le temps d'adaptation et la pente de dégradation sont donc influencées par la quantité de biomasse utilisée. Il est difficile de préciser si la nature de la biomasse joue un rôle en raison de l'absence globale de différence du rapport *Pseudomonas* spp. / Biomasse aérobie entre l'effluent prélevé, la boue activée et l'effluent dégradé (figure 4). Dans une première approche, réalisée à partir d'un essai à 20°C sur S1 en recyclant la biomasse d'une expérience précédente, l'âge des boues ne semble pas influencer la cinétique de dégradation.

Dans les essais réalisés à 10 et 20°C pour EM1 le rôle de l'ajout ou non de nutriment ne semble pas un paramètre important. Par contre pour S1 à 10°C l'apport d'élément nutritif permet d'augmenter la constante d'un facteur 6 à 10°C et d'un facteur 2 à 20°C. A 5°C l'apport en éléments nutritifs permet en moyenne de multiplier par 2,5 la constante. L'efficacité relative des nutriments pourrait être liée à une différence de disponibilité de ceux-ci à partir de la boue activée.

L'oxygénation du milieu ne semble pas influencer la dégradation si l'agitation y est suffisante.

En conditions de référence à 5°C les constantes déterminées pour EM 1 et EM2 sont environ 4 fois plus grandes que pour S1 alors qu'à 10 et 20°C les constantes sont toutes équivalentes.

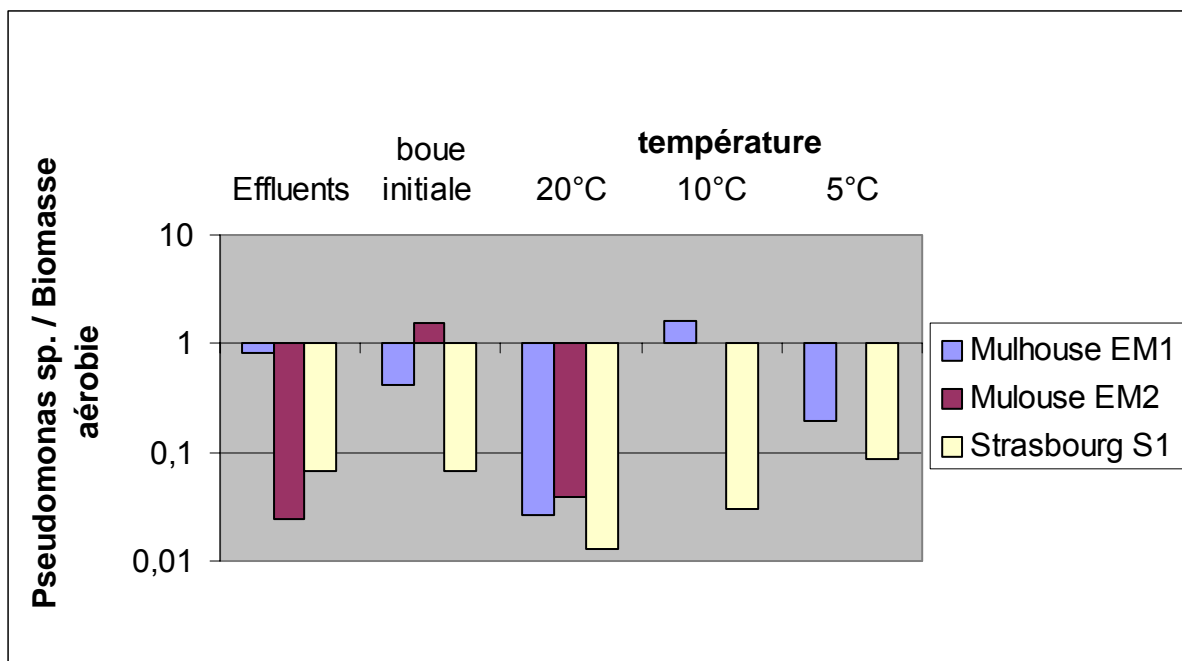


Figure 4 : Rapport *Pseudomonas* spp. / Biomasse aérobie des effluents prélevés, de la boue activée utilisé et des effluents dégradés.

La facilité à la dégradation caractérisée pour les échantillons de Mulhouse, est illustrée dans la figure 5 –A illustrant la capacité intrinsèque de dégradation de l'effluent (pas d'ajout de biomasse, ni de nutriments mais avec oxygénation). La constante calculée sur cette expérience avec l'échantillon EM2 à 10°C est de $0,06 \text{ j}^{-1}$ ce qui est très proche des constantes déterminées expérimentalement par Rewitt et al. (2003) en surface de sol pour la dégradation de propylène glycol à 8°C ($0,08 \text{ j}^{-1}$) et d'acétate de potassium ($0,04 \text{ j}^{-1}$), mesurées dans la zone non saturée sous un aéroport par French et al. (2001) ($0,02 \text{ j}^{-1}$ pour l'acétate et $0,05$ pour le propylène glycol) et déterminées par Corsi et al. (2001) dans un système aquatique pour le propylène glycol entre 6 et 20°C ($0,8 \text{ j}^{-1}$). Ces valeurs sont également à comparer à la dégradation supposée sur l'aéroport de Lille-Lesquin pour des acétates, avec une constante de $0,4$ à $0,8 \text{ j}^{-1}$. (LRPC Lille, 2001). Il est probable que la biomasse présente dans les échantillons de ces dernières expériences joue un rôle prépondérant. La comparaison des résultats obtenus lors de cette étude avec les données bibliographique est présentée dans le tableau 13

Tableau 12 : Constantes, pentes et durées de dégradation calculées pour chaque essai.

	T (°C)	Constante de dégradation k (en j ⁻¹)	Pente de dégradation (en % . h ⁻¹)	Durée de dégradation (90%) théorique* (en heures)	Conditions d'essais
EM1	20	0,26	0,71	126,8	ag
	20	0,24	0,76	118,4	ag / O ₂
	20	1,67	1,35	66,7	ag / O ₂ / B
	20	1,56	1,31	68,7	ag / O ₂ / B / N / P
	20	1,51	1,45	62,1	ag / O ₂ / B / P
	10	1,24	2,07	43,5	ag / O ₂ / B
	10	1,31	1,89	47,6	ag / O ₂ / B / N / P
	5	0,23	0,61	147,5	ag / O ₂ / B
	5	0,51	0,86	104,7	ag / O ₂ / B / N / P
EM2	20	0	0	?	ag / O ₂
	20	0	0	?	Ag / O ₂
	20	0,51	1,33	67,7	ag / O ₂ / B
	20	0,68	0,89	101,1	Ag/O ₂ /B
	20	0,11	0,43	209,3	ag / B
	20	0,42	0,44	204,5	Ag / B
	20	0,78	1,29	69,8	ag / O ₂ / B / N / P
	20	1,52	1,29	69,8	Ag/O ₂ /B/N/P
	10	0,06	0,2	450,0	ag / O ₂
	10	0,93	1,33	67,7	ag / O ₂ / B
	10	0,57	1,11	81,1	ag / O ₂ / 0,5B / N / P
	10	1,04	1,25	72,0	ag / O ₂ / B / N / P
	5	0	0,06	1500,0	ag / O ₂
	5	0,19	0,36	250,0	ag / O ₂ / B
	5	0,24	0,46	195,7	ag / O ₂ / 0,5B / N / P
5	0,57	0,54	166,7	ag / O ₂ / B / N / P	
S1	20	0	0	?	ag / O ₂
	20	1,08	1,45	62,1	ag / O ₂ / B
	20	1,67	1,96	45,9	ag / O ₂ / B / N / P
	20	2,26	2,64	34,1	ag / O ₂ / 2B / N / P
	20	1,49	0,9	100,0	ag / O ₂ / 0,5B / N / P
	20	1,63	1,33	67,7	ag / O ₂ / 0,6B / N / P
	10	0,17	0,34	264,7	ag / O ₂ / B
	10	1,23	1,24	72,6	ag / O ₂ / B / N / P
	5	0	0	?	ag / O ₂
	5	0,07	0,23	391,3	ag / O ₂ / B
5	0,18	0,56	160,7	ag / O ₂ / B / N / P	

ag : agitation O₂ : oxygénation B : biomasse de référence

N : azote (concentration de référence) P : phosphore (concentration de référence)

* calculée d'après la pente de dégradation

Tableau 13 : Comparaison des constantes de dégradation déterminées dans cette étude sans ajout de biomasse avec celles issues de la bibliographie

Constantes de dégradation (j^{-1})	Conditions
0,08 / 0,04	8°C, surface du sols, PG / acétate (Rewitt et al., 2005)
0,05 / 0,02	Zone non saturée, PG / acétate (French et al., 2001)
0,8	6 à 20 °C, milieu aquatique, PG (Corsi et al., 2001)
0,4 à 0,8	effluent pluvial, acétate (LRPC Lille)
0,06 ($t_{1/2} = 11j$)	10°C, effluent pluvial oxygéné et agité (EM2 cette étude)
0,25 ($t_{1/2} = 3j$)	20°C , effluent pluvial oxygéné et agité (EM1 cette étude)

Les effluents ont le potentiel intrinsèque de se biodégrader même à faible température.

La température constitue un facteur limitant sous 10 °C. Quelque soit la température la quantité de biomasse contrôle directement la cinétique de dégradation. Le rôle des éléments nutritifs est mis en évidence pour S1 quelque soit la température alors qu'il n'est significatif pour EM1 et EM2 qu'à 5°C et pour EM2 à 20°C.

La nature de la charge organique de l'effluent joue un rôle important en dehors des conditions de référence, les échantillons issus de Bâle-Mulhouse possédant un potentiel de biodégradation supérieur, probablement lié au système d'assainissement amont (rhizosphère, ...).

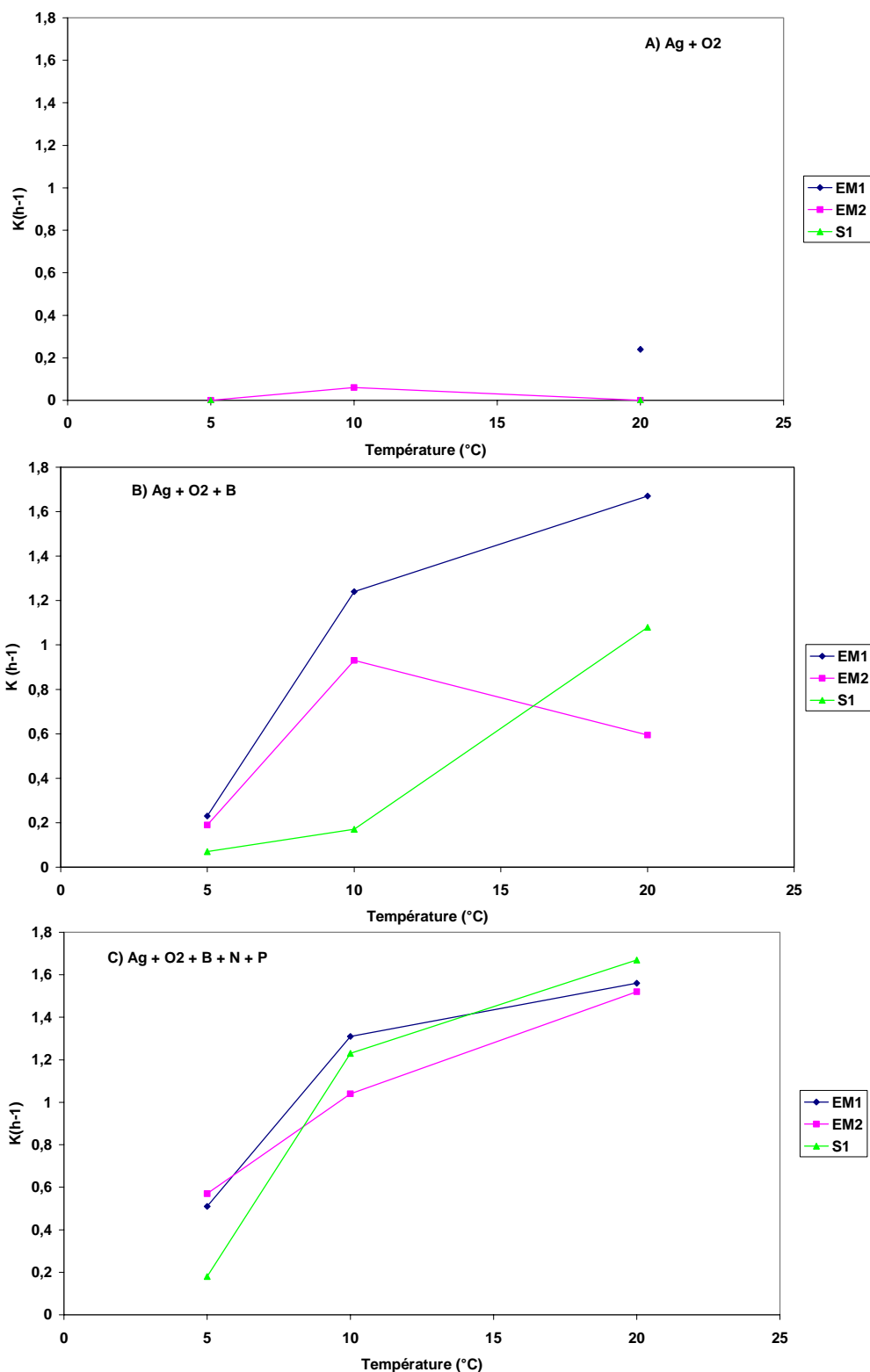


Figure 5 : Constantes de dégradation (k en j^{-1}) calculées pour les différents tests en différentes conditions A) agitation et oxygénation, B).agitation, oxygénation et ajout de biomasse, C) agitation, oxygénation ,ajout de biomasse et d'éléments nutritifs (N, K).

C] Conclusions

L'objectif premier de cette étude est de déterminer expérimentalement sur des effluents réels le rôle de différents paramètres (température, oxygénation, quantité de biomasse et éléments nutritifs) sur la cinétique de dégradation des effluents. La cinétique caractérisée par la constante de dégradation, k , augmente globalement avec la température (entre 05 et 10°C), avec la quantité de biomasse introduite et à faible température avec l'apport d'éléments nutritifs ce qui est en accord avec les données de la littérature (Corsi et al., 2001). Il n'est pas possible de discriminer, sur la base des essais réalisés, une différence de cinétique liée à la nature des produits utilisés déverglaçants et/ou dégivrants mais il semble qu'au niveau de Mulhouse la dégradabilité intrinsèque des effluents soit meilleure et que le système d'assainissement en amont pourrait être en partie responsable de ce comportement, même si le processus mis en jeu n'a pas été identifié. Afin d'identifier ces processus, il serait nécessaire de s'intéresser au comportement de la charge organique tout au long de son trajet dans le système d'assainissement. La présence d'additifs en faible concentration ne semble pas influencer le processus de dégradation ni la toxicité des échantillons. Ces résultats en concordance avec les données bibliographiques tendent à montrer la faisabilité de la dégradation des fondants en surface du sol ou en milieu aquatique aérobie et ce même à faible température.

En terme de gestion des effluents pluviaux chargés en produits dégivrants/déverglaçants, il est clair que le créneau de température $<10^{\circ}\text{C}$ est le plus problématique. En effet, si la dégradation de ces produits semble possible dans le milieu même à faible température, les temps de dégradation mis en jeu à 5°C (plus de 2 mois pour atteindre 90% de dégradation) ne sont pas compatibles avec les temps de séjour dans un système d'assainissement. L'ajout de biomasse à l'échantillon permettrait alors de diminuer considérablement ces temps (temps de l'ordre de 10 jours) alors que l'ajout supplémentaire d'éléments nutritifs ne les modifie pas considérablement. Les effets des différents paramètres identifiés sur la cinétique de dégradation (k) sont synthétisés dans le tableau 14.

Seule la dégradation assistée par un ajout optimal de biomasse permet donc d'atteindre des taux de dégradation compatibles avec la gestion des effluents pluviaux mais dans tous les cas la présence d'équipements permettant d'augmenter le temps de séjour dans le système d'assainissement contribuera à limiter le temps de dégradation.

Les trois effluents prélevés présentant une charge organique équivalente en DCO, il sera intéressant de renouveler les essais sur d'autres échantillons avec des charges différentes. De même il sera nécessaire de réaliser des essais supplémentaires sans ajout de biomasse mais

avec un apport en éléments nutritifs afin de déterminer son effet sur la constante de dégradation.

Tableau 14 : Effets des différents paramètres identifiés sur la cinétique de dégradation

<i>Paramètres clefs identifiés</i>	<i>Effets sur la cinétique (k)</i>
Température	Cinétique nettement ralentie si $T < 10^{\circ}\text{C}$
Quantité de biomasse (Qb)	$k = f(Qb)$, quelle que soit $T^{\circ}\text{C}$
Concentration en nutriments	$[N, P]_{\text{optimale}} = \nearrow k$
Nature de la charge organique	Dégradation facilitée pour Mulhouse

Glossaire et abréviations :

Aérobic : désigne ce qui se passe en présence d'oxygène libre

Anaérobic : désigne ce qui se passe en absence d'oxygène libre et de liaison minérales de l'oxygène (NO₃, SO₄)

Azote Kjeldahl, ou NK : regroupe l'azote présent sous forme organique et celui sous forme ammoniacale

Bioaccumulation : processus par lequel les substances chimiques sont consommées et retenues par des organismes, soit directement de l'environnement, soit par la consommation d'aliments contenant les substances.

Biodégradable : se dit d'une substance pouvant être dégradée par des organismes vivants (généralement des micro-organismes des sols ou des eaux).

Biofilm : Film composé de micro-organismes qui se développent à la surface d'un matériau support en contact avec de l'eau.

Biomasse : Masse totale de matière vivante.

Boue activée : Le procédé dit « à boues activées » utilise l'épuration biologique dans le traitement des eaux usées. Les microorganismes épurateurs sont en suspension dans un bassin.

COD : Carbone Organique Dissous fraction du COT non retenue par un filtre d'ouverture 0,45µm.

COT : Carbone Organique Total, c'est la fraction du carbone particulaire et dissous associé à la matière organique.

Constante de dégradation : Constante cinétique de dégradation du premier ordre $k = -\ln(C/C_0)/dt$ en jour⁻¹

Culture libre : Développement d'une culture bactérienne sous forme de floccs dispersés au sein du liquide à traiter (Degremont, 1995)

DBO₅ : Demande Biochimique en oxygène à 5 jours, représente la charge organique carbonée biodégradable.

DCO : Demande Chimique en oxygène, représente la majeure partie des matières oxydables (organiques et minérales).

DCO/DBO₅ : rapport indicatif de la biodégradabilité d'un effluent.

- DCO/DBO₅ < 2 : l'effluent est facilement biodégradable ;
- 2 < DCO/DBO₅ < 3 : l'effluent est biodégradable avec des souches sélectionnées ;
- DCO/DBO₅ > 3 : l'effluent n'est pas biodégradable.

Inoculum : Solution concentrée en micro-organismes

Métabolite : Produit intermédiaire formé au cours d'une réaction cellulaire (synthèse ou dégradation).

Matières sèches (MS) : cf. siccité

Matières volatiles (MV) : représente la fraction des matières sèches qui se volatilise à 550°C. Elle est assimilée par commodité à la teneur en matière organique.

Siccité : définit le pourcentage en masse de matières sèches (MS) contenue dans une boue humide. Elle est l'inverse du taux d'humidité.

Tension superficielle : force par unité de longueur agissant à la surface libre d'un liquide. Elle tend à diminuer cette surface

Toxicité : mesure de la capacité d'une substance chimique de causer des effets néfastes chez un organisme

Tests écotoxicologiques : expérimental déterminant l'effet d'un ou de plusieurs produits sur un groupe d'organismes sélectionnés, dans des conditions bien définies.

Références bibliographiques

- AEA, 2006. Training Recommendations and Background Information for De-Icing /Anti-Icing of Aircraft on the Ground. 3rd Edition September 2006. 77 p.
- ATSDR (1997). Toxicological profile for Ethylene glycol and propylene glycol. In: US Department of Health and Human Services; 1997.
- CERHR, 2002. NTP-CERHR expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of propylene glycol. NTP-CENTER-PG-02. 73p.
- Corsi S.R., Geis S.W., Loyo-Rosales J.E., Rice C.P., Sheesley R.J., Failey G.G. & Cancilla D.A. (2006). Characterization of Aircraft Deicer and Anti-Icer Components and Toxicity in Airport Snowbanks and Snowmelt Runoff. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40,3195-3202.
- Corsi S.R., Booth N. L. & Hall D.W. (2001). Aircraft and runway deicers at general Mitchell international airport, Milwaukee, Wisconsin, USA. 1. Biochemical oxygen demand and dissolved oxygen in receiving streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, No. 7, pp. 1474–1482,
- Environnement Canada, 2001. Priority Substances List Assessment Report for Nonylphenol and its Ethoxylates.
- Fournier E. (2001). Etude de la biodégradation des produits dégivrants et déverglaçants utilisés dans le domaine aéroportuaire. Mémoire de Stage de Diplôme d'Etudes Approfondies de Sciences et Techniques de l'Environnement. Université Paris XII - Val de Marne, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 53 p.
- Giger W., Schaffner C., & Kohler H.-P. E. (2006). Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes *Environ Sci Technol.*;40 (23):7186-7192.
- Gooden W.J. (1988). Biodegradation of polypropylene glycol based MIL-A-8243D aircraft deicer. Report AL/EQ-TR-1997-0031. 43 p.
- Hureaux L. (1997). Etude de la biodégradation des glycols et des acétates dans les eaux pluviales. DEA :Université Orsay - Paris XI, 1997. 52 p.
- Jungo E. & Schöb P. (2005). Disposal of deicing effluents by irrigation. 3rd IWA Leading-Edge Conference & Exhibition on Water and Wastewater Treatment Technologies, 6-8 June 2005, Sapporo, Japan. 6p.

- LRPC Lille, 2006. Etude des impacts environnementaux et sanitaires des dégivrants, des déverglaçants et de leurs additifs utilisés sur les plates-formes aéroportuaires. Rapport d'étude STAC. 52p.
- LRPC Lille (2001). Qualité des eaux de ruissellement sur l'aéroport de Lille-Lesquin : suivi en période hivernale. STAC.
- Mouchel J.-M. (2002). Evaluation de la dégradabilité des produits de dégivrage et de déverglaçage utilisés dans le domaine aéroportuaire. CERREVE-STAC. 55 pages
- NGI, 2002. Triazoles in the terrestrial environment. Final report N 20001103-1. Norwegian Geotechnical Institute. 20 p.
- Revitt D.M., Worrall P. & Brewer D. (2001). The integration of constructed wetlands into a new treatment system for airport runoff. *Water Science and Technology*, 44 (11/12), 469-476.
- STAC (2004). Eau et aéroport : Mise en conformité au titre de la loi sur l'eau. Guide Technique. 43 p.
- STAC (2007). Enquête dégivrage/déverglaçage. RAPPORT: Eau et aéroports : prise en compte des opérations de viabilité hivernale dans la gestion aéroportuaire. Rapport statistique 2003-2006. 54 p.
- University of Massachusetts, 1999. Workshop: Best Management Practices for Airport Deicing Stormwater. Water Resources Research Center, July 28, 1999. Publication No. 173. 57 p.
- US-EPA, 2000 . Preliminary Data Summary. Airport Deicing Operations (Revised). EPA-821-R-00-016.
- US Federal Aviation Administration, 1991. Management of airport industrial waste. AC No: 150/5320-15. 30 p.