

Etude du devenir et de la traitabilité de boues salées



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**ÉTUDE DU DEVENIR ET DE LA TRAITABILITÉ
DE BOUES SALEES**

RAPPORT FINAL

juillet 2004

S. ALTMAYER - PROGEPI - LSGC Nancy

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Etude du devenir et de la traitabilité de boues salées, 2004, 82 p, n°03-0131/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2004

RESUME

L'industrie et les filières de traitement des eaux usées urbaines produisent de grandes quantités de déchets solides ou liquides contenant des sels. Les résidus solides regroupent principalement les boues de station d'épuration, les Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinérateurs d'Ordures Ménagères (REFIOM) et les gâteaux de filtration chargés en sels. Ces déchets posent un problème de valorisation, en effet, ils ne peuvent pas être acceptés dans les filières classiques, stockage, épandage, incinération et recyclage en cimenterie. Ils sont donc placés en Centre d'Enfouissement Technique pour déchets dangereux (classe 1) après avoir subi un processus de stabilisation.

Avec environ 4 680 000 tonnes produites par an, le chlorure de sodium est le sel le plus rejeté dans le milieu naturel. Pour cette raison, l'étude est focalisée sur les déchets contenant ce sel.

Les sels n'ont pas d'impact direct sur l'environnement, mais ils agissent sur la stabilité des milieux. Aucune réglementation nationale sur leur taux de rejets n'est disponible actuellement. Seuls les gros producteurs sont soumis à des arrêtés préfectoraux et les entreprises du bassin du Rhin doivent suivre la convention de Bonn (1976).

La majeure partie des rejets chlorurés est concentrée dans le Nord-est de la France où se trouve l'essentiel des industries extractives de sel et des industries de chimie minérale associées. De plus, ces régions sont également celles où la quantité de sels utilisées sur les routes est la plus importante.

Les principales sources de rejets chlorurés sont les effluents industriels (3 275 600 tonnes par an), l'utilisation de sel sur les routes (de 400 000 à 1 000 000 de tonnes de sel épandu chaque année), les eaux usées domestiques (710 000 tonnes par an). Ces rejets ont des concentrations très variées qui peuvent atteindre 200 g/L.

En ce qui concerne les résidus solides salés, la quantification de la quantité de boue salée produite n'a pas pu être réalisée. Les REFIOM sont produits à environ 500 000 tonnes par an à une concentration de 18 g de chlorures par kilogramme de matière sèche.

Le dessalement des résidus salés peut être réalisé par lavage à l'eau. Pour les boues, une partie du sel présent devrait pouvoir être éliminé par déshydratation. Parmi les différentes techniques existantes, l'électro-osmose semble être la plus prometteuse. Les solides de siccité importante peuvent eux être traités par électroremédiation. La validation de ces techniques nécessite la mise en place d'essais expérimentaux.

Industriellement, seuls Resolest et EDF développent des techniques à grande échelle pour le traitement des résidus salés.

Les techniques de dessalement des effluents liquides sont plus variées. En effet, les recherches sur le dessalement de l'eau de mer ont permis de développer un grand nombre de procédés. Il s'agit principalement de procédés membranaires ou thermiques.

Ce rapport a permis d'évaluer les quantités de rejets salés en fonction des concentrations en sels et de l'origine des rejets. Nous avons aussi identifié et listé les différentes techniques utilisées ou développées actuellement pour l'élimination des chlorures.

Mots clés : dessalement, boues, traitement des résidus chlorurés, traitement des eaux saumâtres, procédés membranaires, distillation, électroremédiation, lavage, électro-osmose

Key words: desalination, sludge, chlorinated residues treatment, brine treatment, electroremediation, washing, electroosmosis.

INTRODUCTION

L'industrie et les filières de traitement des eaux usées urbaines produisent de grandes quantités de déchets solides ou liquides contenant des sels. Les résidus solides regroupent principalement les boues de station d'épuration, les Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinérateurs d'Ordures Ménagères (REFIOM) et les gâteaux de filtration chargés en sels. Ces déchets posent un problème d'élimination, en effet, ils ne peuvent pas être acceptés dans les filières classiques, stockage, épandage, incinération et recyclage en cimenterie. Ils sont donc placés en Centre d'Enfouissement Technique pour déchets dangereux (classe 1) après avoir subi un processus de stabilisation.

Le but de cette étude est de définir par une recherche bibliographique et une enquête auprès des Eco Industries, des techniques potentielles de traitement des déchets salés solides ou liquides.

Les sels sont constitués par des anions inorganiques comme les carbonates, les chlorures, les sulfates, les fluorures, les nitrates et des cations comme le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium. Ces sels forment des combinaisons ioniques solides (sel gemme) dans le sol et le sous sol, ou sont liés avec d'autres composés organiques ou inorganiques dans des complexes moléculaires organiques ou cristallins.

Les principaux flux de rejets salins sont les suivants [24]

- chlorures : environ 4 500 000 tonnes par an,
- sulfates : 435 000 tonnes par an,
- fluorures : 2 300 tonnes par an.

Le flux de chlorures étant de loin le plus important, cette étude sera consacrée principalement au traitement des déchets chlorurés et plus particulièrement, des déchets contenant du chlorure de sodium.

Cette étude se décompose en 3 parties :

- une première partie permet de donner un état de l'art sur la typologie et le gisement des déchets salés, boues et rejets liquides, et sur les réglementations disponibles pour ces déchets,
- Une deuxième partie sera consacrée aux potentialités de traitement des résidus solides salés,
- Et une troisième partie permettra de faire le point sur les technologies de traitement des effluents liquides.

SOMMAIRE

INTRODUCTION

I. POSITIONNEMENT DE L'ETUDE	8
I.1 Généralités sur les boues	8
a. Nature et composition des boues [57]	8
b. Elimination des boues	9
➤ Epanchage [70, 72]	9
➤ Mise en décharge.....	9
➤ Rejet dans les eaux de surface.....	11
➤ Incinération.....	11
c. Ordre de grandeur des coûts de traitement [44, 71]	11
I.2 Généralités sur les chlorures [12, 24].....	12
a. Production de sel (chlorure de sodium) [26, 27, 28].....	12
b. Impact des chlorures sur l'environnement [12, 24].....	13
I.3 Typologie et gisement des déchets salés	14
a. Rejet du milieu industriel [29, 24, 12]	14
➤ Eau de l'industrie de la potasse	14
➤ Eaux issues de l'extraction du sel	15
➤ Fabrication de carbonate de soude	16
➤ Industries agroalimentaires	16
➤ Industries pétrolières	17
➤ Industrie textile.....	18
➤ Tannerie et fabrique de cuir	18
➤ Usines d'incinération [30, 31, 32].....	19
➤ Fabrication de savon.....	20
➤ Industries chimiques et électrométallurgiques	20
➤ Autres industries.....	20
b. Utilisation de sel sur les routes.....	23
c. Eaux usées domestiques	25
d. Bilan des rejets en chlorures.....	25
I.4 Réglementation concernant les rejets chlorurés [24]	27
a. Rejet dans les eaux superficielles.....	27
➤ Industrie chimique.....	27
➤ Unités d'Incinération des Ordures Ménagères	27
➤ Cas particulier du bassin du Rhin [5, 6]	27
b. Eau potable.....	28
II. TRAITEMENT DES RESIDUS SOLIDES	29
II.1 Déshydratation des boues salées	29
a. Procédés de déshydratation mécanique des boues [48, 52]	30
➤ Filtration sous vide	30
➤ Filtration par bande-presseuse.....	32
➤ Filtration par filtre-presse.....	33
➤ Centrifugation.....	33

b.	Amélioration de la déshydratation des boues [48]	35
➤	Essais de filtration sous très haute pression.	35
➤	Traitements chimiques :	35
➤	Traitements physiques.....	35
➤	Traitements biologiques :	36
c.	Traitement des boues salées par électro-osmose [47, 48, 53]	36
➤	Procédé de traitement	36
➤	Influence de la salinité.....	37
d.	Action combinée d'un drainage électro-osmotique et d'une compression mécanique [48, 64, 65, 66]	38
II.2	Dépollution électrocinétique [14].....	39
a.	Généralités.....	39
b.	Détermination du temps nécessaire à la migration des ions [37, 38].....	39
c.	Détermination de la puissance dissipée et du coût de traitement.....	40
d.	Dessalement des bétons [33, 34]	41
➤	Principe.....	41
➤	Résultats obtenus.....	41
e.	Dépollution des sols [14].....	42
f.	Application au cas des REFIOM salés	43
➤	Evolution du temps de migration des ions et de la puissance en fonction de la tension appliquée.....	44
➤	Evolution de la puissance dissipée en fonction de la concentration en chlorures.....	45
➤	Evolution du temps de migration des ions et de la puissance en fonction de la distance entre les électrodes	45
II.3	Lavage des résidus salés à l'eau [43]	46
a.	Procédés de lavage utilisés pour les particules grossières.....	47
➤	Lavage en batch.....	47
➤	Lavage en continu	48
b.	Procédés de lavage utilisés pour les particules fines.....	48
c.	Procédés de lavage utilisés pour l'élimination du sel	49
➤	Dessalement des œuvres d'art [35]	49
➤	Dessalement de sable marin [39, 40]	49
II.4	Applications industrielles	50
a.	Développement de l'électro-osmose pour la déshydratation des boues [17]	50
b.	Traitement des REFIOM : RESOLEST	52
II.5	Conclusion partielle.....	53

III. METHODES DE TRAITEMENT DES EFFLUENTS LIQUIDES..... 55

III.1	Techniques classiques utilisées pour le dessalement de l'eau de mer.....	55
a.	Distillation [4, 42, 24]	55
➤	Distillation à simple effet	55
b.	Distillation à effets multiples	56
c.	Distillation multflash, ou distillation par détente successives.....	58
d.	Distillation par compression vapeur.....	59
e.	Techniques membranaires.....	60
➤	Electrodialyse [4, 15]	60
➤	Osmose inverse [4, 15].....	61
III.2	Autres procédés de dessalement.....	62
a.	Procédés membranaires.....	62
➤	Nanofiltration	62

➤	Membranes liquides [18].....	62
➤	Electrolyse par le procédé à membrane chlore-soude.....	63
➤	Thermo-osmose [4]	63
➤	Piézodialyse.....	64
b.	Congélation [4, 8].....	65
➤	Congélation directe sous vide	65
➤	Congélation par fluide caloporteur intermédiaire	66
c.	Procédés d'oxydation en conditions supercritiques [73].....	66
d.	Résines échangeuses d'ions [24].....	66
e.	Réaction chimique [2]	66
f.	Dessalement d'eau de source géothermique [3, 41].....	67
III.3	Conclusion partielle.....	67

CONCLUSION

BIBLIOGRAPHIE

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES CONTACTS

I. POSITIONNEMENT DE L'ETUDE

I.1 Généralités sur les boues

a. Nature et composition des boues [57]

La composition des boues dépend à la fois de la nature de la pollution initiale de l'eau et des procédés de traitement auxquels elle a été soumise [48]. On distingue ainsi :

- les boues primaires, obtenues par simple décantation d'un résidu insoluble. Ces boues correspondent à la pollution particulaire directement décantable.
- les boues physico-chimiques, qui renferment la quasi-totalité de la pollution particulaire et colloïdale de l'eau, ainsi que les réactifs ajoutés qui se retrouvent dans les boues sous forme d'hydroxydes métalliques ou de précipités minéraux (carbonates, phosphates...),
- les boues biologiques, issues de la métabolisation de la pollution organique biodégradable soluble et colloïdale, lors d'une épuration mettant en œuvre une culture bactérienne libre (boues activées) ou fixée (lit bactérien, biofiltre).

La production des boues de stations d'épuration urbaine est généralement estimée à 850 000 tonnes de matière sèche (MS) par an pour la France [44]. La masse de boues primaires, physico-chimiques et biologiques produites par les industriels avoisine, elle, le million de tonnes de MS par an. [57]

Ces boues sont obtenues avec une siccité variable selon l'unité de production d'où elles sont extraites. Elles sont :

- liquides avec 3% de siccité (épaississeur statique ou hersé)
- liquides égouttés à 6% de siccité (tables d'égouttage)
- pâteuses à 18% de siccité (épaississement et filtre à bandes)
- pâteuses chaulées à 25% de siccité (épaississement, filtre à bandes, chaulage)
- solides chaulées à 35% de siccité (épaississement, filtre presse avec conditionnement à la chaux et au chlorure ferrique)
- solides digérées chaulées, siccité de 35% (épaississement, digestion, centrifugeuse avec chaulage éventuel)
- sèches à 95% de siccité (épaississement, digestion, centrifugeuse et séchage thermique)

b. Elimination des boues

La production de boue de stations d'épuration urbaine de l'Union Européenne est de 6 588 000 tonnes de Matière Sèche par an. La répartition de l'utilisation de ces boues est décrite dans le tableau 1. [45]

	Valorisation agricole	Mise en décharge	Rejet dans les eaux	incinération	Autres
France (%)	65	10	0	24	0
UE (%)	52	27	5	19	3

Tableau 1 : Destination des boues de station d'épuration pour la France et l'Union Européenne en 1999.

Les boues sont considérées comme des déchets et leur élimination est soumise à des réglementations.

➤ **Epandage [70, 72]**

La majorité des boues urbaines produites en France est épandue sur des terres agricoles. Elles relèvent du régime de l'autorisation. Le matériel agricole traditionnel est utilisé pour effectuer cette opération. Les états pâteux et collants représentatifs de siccité intermédiaires posent des difficultés d'épandage. Le souci croissant de qualité en matière alimentaire a incité depuis quelques années l'industrie agroalimentaire, les propriétaires fonciers et la profession agricole à la plus grande prudence à l'égard de telles pratiques, voire à s'y opposer.

Le Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 [51] précise les conditions d'épandage des boues issues du traitement des eaux usées pour un emploi sur des sols agricoles ou forestiers ou pour une revégétalisation. L'arrêté du 8 janvier 1998 définit les prescriptions techniques applicables pour un épandage agricole.

Il n'est pas précisé dans ces réglementations de valeurs seuils pour l'épandage des boues chargées en sel. Toutefois, il y est précisé qu'une étude préalable à l'épandage devra être systématique.

➤ **Mise en décharge**

La mise en décharge de classe 1 ou 2 représente environ 10% de la production de boues. Elle n'est réalisée que pour des boues à l'état solide (soit une siccité minimum de 30%). Cependant, les boues ne constituent pas un déchet 'ultime' puisqu'elles sont valorisables. La loi du 15 juillet 1975 modifiée, ainsi que les directives européennes sur les déchets, s'opposent donc, à court terme, à leur dépôt en centre d'enfouissement. Toutefois, l'échéance

prévue en juillet 2002 ne pourra être respectée dans l'ensemble des départements, ni dans les autres pays de la CEE.

La directive européenne du 26 avril 1999 a donc planifié la réduction progressive de la mise en décharge des déchets municipaux biodégradables (dont les boues d'épuration) jusqu'en 2015.

Mise en décharge de classe 2

Les décharges de classe 2 sont disposées sur des sites semi-perméables qui assurent une migration lente des lixiviats au travers de couches de sols non saturées d'épaisseurs suffisantes. Elles sont destinées à recevoir les déchets non dangereux. La Décision du Conseil de l'UE du 19 décembre 2002 [50] pris en application de la directive européenne du 26 avril 1999 [49], définit les conditions d'acceptation des déchets dangereux sur la base de tests de lixiviation sur déchets granulaires (normes prEN 14405 et EN 12457/1-4). En ce qui concerne les teneurs en sels, elles doivent rester inférieures aux valeurs fournies par le tableau 2. Les valeurs limites du tableau sont calculées en termes de relargage cumulé, sur la base d'un ratio liquide – solide (L/S), soit de 2 L/kg, soit de 10 L/kg. Elles sont directement exprimées en mg/L dans la colonne Co* (premier éluat de l'essai de percolation, avec un rapport L/S de 0.1 L/kg).

Composant	L/S = 2 L/kg	L/S = 10 L/kg	Co*
Unité	mg/kg MS	mg/kg MS	mg/l
Chlorures	10 000	15 000	8 500
Fluorures	60	150	40
Sulfates	10 000	20 000	7 000

* test de percolation en colonne

Tableau 2 : Valeurs limites en sels au test de lixiviation pour acceptation en décharges de déchets non- dangereux.

Mise en décharge de classe 1 :

Les décharges de classe 1 sont situées sur des sites imperméables qui assurent un confinement performant des déchets et des lixiviats. Elles sont destinées à recevoir certains types de déchets industriels spéciaux. Les déchets doivent être stabilisés. De même que pour les décharges de classe 2, la Décision du Conseil de l'UE du 19 décembre 2002 [50] définit les conditions d'acceptation des déchets dangereux sur la base de tests de lixiviation sur déchets granulaires.

Les teneurs en sels doivent demeurer inférieures aux valeurs du tableau 3.

Composant	L/S = 2 l/kg	L/S = 10 l/kg	Co*
Unité	mg/kg MS	mg/kg MS	mg/l
Chlorures	17 000	25 000	15 000
Fluorures	200	500	120
Sulfates	25 000	50 000	17 000

* test de percolation en colonne

Tableau 3 : Valeurs limites en sels au test de lixiviation pour acceptation en décharges de déchets dangereux.

➤ **Rejet dans les eaux de surface**

Selon l'article 14 paragraphe 3 de la Directive 91/271/CEE, les états membres ont le devoir depuis le 31 décembre 1998 de ne plus réaliser de rejets de boues dans les eaux de surface que ce soit par voie de surface au moyen de navires, de canalisations ou bien par d'autres moyens.

➤ **Incinération**

L'incinération des boues seules est réalisée dans des incinérateurs adaptés, généralement à lits fluidisés. Ces fours sont situés directement dans les stations d'épuration. Les investissements et les coûts de fonctionnement font que cette solution ne s'adapte qu'aux grandes stations d'épuration. Ces incinérateurs admettent des boues pâteuses, dont la siccité est d'environ 20%.

La co-incinération avec des ordures ménagères porte sur des boues de siccité comprises entre 15 et 25%. L'incinération produit des fumées qu'il faut traiter avant rejet à l'atmosphère ainsi que des cendres, qui sont évacuées dans les décharges de classe 1. La présence de chlorures dans les boues peut entraîner la formation d'acide chlorhydrique dans les fumées.

L'incinération peut être réalisée dans des fours cimentiers. La partie organique des boues (50-60 %) est alors brûlée et remplace ainsi une partie du combustible. La partie minérale est fondue dans le clinker qui donnera le ciment. La présence de chlorures dans les boues entraîne la formation d'acide chlorhydrique dans les fumées et des problèmes de prise du ciment.

c. Ordre de grandeur des coûts de traitement [44, 71]

Lorsque les boues sont solides, le coût de leur co-incinération avec des ordures ménagères est de l'ordre de 80 Euros la tonne de boue brute.

L'épandage a un coût moyen de 20 euros la tonne.

La mise en décharge contrôlée a un coût d'environ 40 euros la tonne.

I.2 Généralités sur les chlorures [12, 24]

a. **Production de sel (chlorure de sodium) [26, 27, 28]**

Le sel est répertorié en deux catégories suivant son mode de présentation ou d'obtention :

- Le **sel en dissolution** qui est extrait des gisements évaporitiques et destiné à l'industrie chimique, notamment pour la fabrication de la soude et du chlore. Il s'agit d'une production souvent captive, l'industriel consommateur assurant sa propre production, comme c'est le cas des groupes Atochem, Solvay ou Rhodia.
- Le **sel cristallisé** qui regroupe le sel marin issu des marais salants, le sel gemme extrait par puits et galeries (en France, il provient uniquement de la mine de Saint Nicolas - Varangéville), le sel ignigène extrait par dissolution et pompage et le sel dit thermique, sous-produit du traitement thermique du minerai de potasse. En fonction de sa qualité, le sel cristallisé sera utilisé pour l'alimentation humaine, le déneigement ou l'industrie chimique.

L'année 2000 marque la fin de la production française de sel thermique en raison de la cessation d'activité des Mines de Potasses d'Alsace dans ce domaine.

La production de chlorure de sodium en 1999 était dans le monde de 209 millions de tonnes avec, pour principaux producteurs, les Etats-Unis (21 %) et la Chine (15 %), loin devant l'Allemagne (8 %), le Canada (7 %) et la France (8^e rang avec 7,3 Mt, soit 3,6 %).

Globalement, la consommation mondiale se répartit entre la chimie (58 %), l'alimentation (19 %), le salage des routes (13 %) et divers autres usages (10 %).

La Chambre Syndicale des Producteurs (Comité des Salines de France) a estimé la consommation de sel cristallisé en 2000 à 2,8 Mt. La répartition est dominée à 39 % par la chimie minérale. La fluctuation de la consommation d'une année à l'autre est en grande partie due à la variation du poste "viabilité hivernale" dépendant des aléas climatiques, comme le prouve l'évolution de la demande entre 1999 et 2000. (cf figure 1).

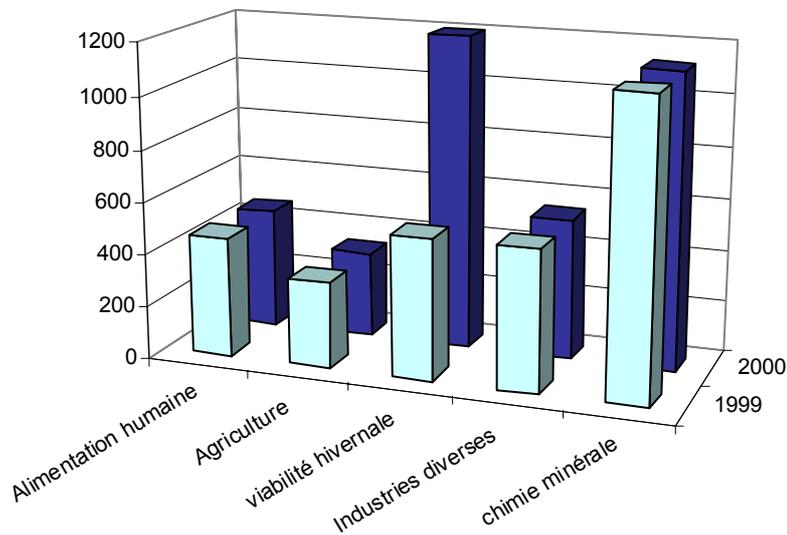


Figure 1 : Répartition de la consommation en sel en France

b. Impact des chlorures sur l'environnement [12, 24]

L'impact des chlorures sur les écosystèmes, organismes, biens et matériels, est indirect par le biais du déplacement des équilibres physiologiques et physico-chimiques régissant la stabilité des milieux. Il se traduit par le stress osmotique, la mobilisation de substances polluantes, la destruction des sols, et la corrosion par effet galvanique.

Du point de vu de sa toxicité, l'action des chlorures est la suivante :

- pour les poissons : la concentration du chlorure de sodium limite pour la mortalité du Vairon est de 10 g/L dans de l'eau distillée à 18°C et de 11.15 à 12.5 g/L dans de l'eau dure à 19°C.
- pour les végétaux : l'action des chlorures sur les sols entraîne leur appauvrissement par l'élimination, par lessivage, des substances nutritives de la plante. Le processus de lessivage provient du passage en solution du gel d'humus du sol par l'échange des ions calcium par les ions sodium. Le sol perd alors sa structure grumeleuse et son pouvoir de rétention de l'eau et des substrats nutritifs. C'est dans les terrains sableux que les conditions sont les plus défavorables. Cet effet commence à se manifester à des concentrations de l'ordre de 0.5 g/L.

- pour les organismes inférieurs : des concentrations de chlorure de sodium inférieures à la dizaine de gramme par litre n'ont pas d'action néfastes sur les animaux aquatiques inférieurs. Par exemple, des études ont montré qu'une teneur de 2.3 g/L de NaCl n'entraînait aucune lésion nette chez les Gammaridés et les Chironomides.
- pour le milieu marin : le rejet d'effluents salins dans le milieu marin provoque une modification de la composition spécifique des peuplements benthiques dans la zone de dispersion des effluents et par un appauvrissement global du nombre d'espèces.

I.3 Typologie et gisement des déchets salés

Les sources naturelles de sel sont essentiellement les sols mal drainés, les eaux souterraines salées, les embruns marins et l'érosion des formations géologiques. Les principaux rejets de sel issus de l'activité humaine proviennent :

- des effluents industriels,
- des eaux pluviales issues des zones urbanisées,
- des eaux usées domestiques.

Les paragraphes suivants vont permettre, lorsque les données étaient disponibles, d'identifier la nature des déchets salés produits par l'activité humaine, de donner leur composition ainsi que les quantités moyennes générées.

a. Rejet du milieu industriel [29, 24, 12]

Les données sur la nature et la quantité d'effluents chlorurés produits ont été principalement extraites de l'ouvrage de F. Meinck et al. sur les eaux résiduaires industrielles [12], de l'étude réalisée par l'ADEME sur les déchets et les rejets salins dans l'environnement [24] et du rapport du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable sur les principaux rejets industriels en France [29]. Les références supplémentaires concernant des points spécifiques seront précisées au fil du texte.

Aucune information n'a pu être trouvée dans la littérature ou sur les sites Internet sur les quantités de boues salées produites en France. Les industriels identifiés par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et rejetant des quantités de chlorures supérieures à 10 000 tonnes par an ont donc été contactés afin d'évaluer le devenir de leur rejet et leur production de boues salées. Les coordonnées des contacts sont précisées en fin de rapport.

➤ **Eau de l'industrie de la potasse**

Dans les gisements de potasse, les sels sont extraits sous forme de sels de déblaiement avec production **d'eaux de puit** fortement chargées en sels. Les sels bruts obtenus doivent être

séparés des minéraux par dissolution et cristallisation. Ces opérations entraînent la production **de lessives finales et d'eaux de lavage**.

Les eaux de puits sont des solutions plus ou moins diluées en sels de potassium, riches en chlorure de sodium. Leur teneur en chlorure peut atteindre **125 g/L**.

Les lessives finales renferment de grosses quantités de chlorure et de sulfate de magnésie, et des quantités moindres de chlorures de potassium et de sodium. Leur teneur en chlorure peut atteindre **21 g/L (soit 35 g/L de chlorure de sodium)**. Le volume d'eau résiduaire peut atteindre 90 m³ pour 100 t de sels bruts traités.

Les eaux de lavage se caractérisent par une teneur élevée en chlorure de sodium et par une turbidité importante. Elles peuvent atteindre des concentrations de **173 g/L de chlorures (soit 285 g/L de chlorure de sodium)**. Le volume d'eau résiduaire est de 200 à 250 m³ pour 100 t de sels bruts traités.

Les rejets d'effluents chargés en chlorures issus de l'industrie de la potasse représentaient en 2001, **1 100 000 tonnes par an**.

La quantité de ces rejets chute en France suite à l'arrêt des activités des Mines de Potasse d'Alsace (MNPA). Cependant, il reste sur le site des MDPAs des terrils de déchets chlorurés à traiter. En effet, jusqu'en 1933, les sels résiduaire étaient déposés en terril. A partir de cette date, seuls les insolubles, obtenus après lavage et contenant 10 % de sel maximum, sont déposés en terril. La surface occupée par ces 18 terrils est à ce jour de 160 ha, avec un tonnage en place de 5 800 000 tonnes de sel.

La dissolution de ses terrils par arrosage entraîne un rejet de chlorures aux environs de **380 000 tonnes par an**. Cet effluent est rejeté dans le Rhin, les quantités étant définies par un arrêté propre à la société.

➤ **Eaux issues de l'extraction du sel**

Le sel, exploité dans des mines, est extrait soit au moyen d'explosifs, soit par dissolution à l'eau. L'eau de ces saumures saturées en sel (environ 300 g/L) est évaporée artificiellement, par chauffage des saumures, dans des salines pour obtenir du sel cristallisé.

Les eaux résiduaire produites ont des caractéristiques proches de celles de l'industrie de la potasse.

Les rejets d'effluents chargés en chlorures issus de l'industrie de l'extraction représentaient en 2001, **95 000 tonnes par an**.

Les boues produites par l'extraction du sel sont composées de sulfate de calcium (64%), de carbonate de calcium (11%), d'hydroxydes (19%), de chlorure de sodium (2%) et d'insolubles. Ces boues sont chargées en eau et sont stockées dans un bassin de décantation. Les quantités produites sont de l'ordre de 15 000 tonnes par an (source : Salins du Midi)

➤ **Fabrication de carbonate de soude**

Pour fabriquer le carbonate de soude, le procédé principalement utilisé est le procédé Solvay (1866) à la soude et à l'ammoniac. De l'ammoniac est injecté dans une solution saturée et épurée de sel gemme. Après clarification, cette solution est saturée au moyen d'acide carbonique provenant de fours à chaux. Le bicarbonate de sodium précipite. Il est ensuite séparé de la solution mère, lavé à l'eau et calciné. La chaux vive obtenue dans les fours à chaux lors de la fabrication d'acide carbonique sert à récupérer l'ammoniac à partir de la liqueur mère qui, outre du chlorure d'ammonium, contient du chlorure de sodium, des bicarbonates de sodium et d'ammonium. Cette lessive, ainsi que les eaux de lavage du bicarbonate de sodium, sont distillées, d'abord de façon isolée puis en présence de lait de chaux.

Le principal effluent des fabriques de carbonate de soude par le procédé Solvay est la lessive finale de chlorure de calcium, obtenue lors de la récupération de l'ammoniac par le lait de chaux. Le volume de cette lessive est d'environ 10 m³ par tonne de carbonate produit. Elle contient en moyenne **30 g/L** de chlorures (**soit 50 g/L de chlorure de sodium**).

Les principales boues produites par l'industrie de fabrication du carbonate de soude sont des boues minérales de procédé qui sont composées d'un mélange de carbonate de calcium, de sulfate de calcium et d'eau (60%). Ces boues sont déposées sur des terrils de produits inertes à raison d'environ 100 000 tonnes de Matière Sèche (MS) par an pour Solvay et de 50 000 à 100 000 tonnes par an pour Novacarb.

Le chlorure de sodium est lui rejeté à la rivière à des quantités respectant les arrêtés propres aux entreprises (sources : Solvay, Novacarb).

➤ **Industries agroalimentaires**

Différentes branches de l'industrie agroalimentaire sont à l'origine de rejets en chlorures. Il s'agit :

- des industries laitières et fromagères,
- des conserveries de légumes et de viandes, par dégouttage à la mise en boîte,
- des pêcheries (morue, anchois, hareng...), qui pratiquent le dessalage à la livraison à terre,
- et dans une moindre mesure des industries de viande et de charcuterie.

Les pêcheries sont amenées à rejeter de moins en moins de sel dans la mesure où la conservation sous glace est de plus en plus pratiquée.

L'industrie agroalimentaire est à l'origine d'un rejet en chlorures dans l'environnement d'au moins **135 600 tonnes** par an. Ce chiffre, tiré des assiettes redevance 'sel' ne prend pas en compte les bassins Loire-Bretagne et Adour- Garonne pour lesquels les redevances sels ne sont pas appliquées.

Des centres techniques, de la viande, de la conservation, de la salaison et de la laiterie ont été contactés afin d'estimer les quantités de boues salées rejetées par l'industrie agroalimentaire. Ces contacts n'ont abouti à aucune information quantitative. La présence de sel dans les rejets et les boues n'est, pour l'heure, pas une préoccupation majeure. Les effluents salés partent dans les stations d'épuration urbaines. Du fait de l'effet de dilution avec les effluents ménagers, les personnes contactées affirment que les quantités de sel rejeté ne posent pas de problème aux stations (sources : ANIA, ACTA, ARILAIT, CTCPA, ADIV, CTSCCV).

➤ **Industries pétrolières**

Il est difficile de donner des indications précises sur le volume et la composition des saumures issues des puits pétroliers. Les eaux de forage des bassins pétrolifères peuvent atteindre des concentrations en chlorures de **155 g/L**.

Le volume et la composition des eaux résiduaires produites dans les raffineries de pétrole sont fonction de la qualité du pétrole brut, de son mode de traitement, et de l'emploi envisagé pour les produits. Le volume peut varier de 3 à 10 fois le volume de pétrole brut traité. Les eaux résiduaires sont composées de 80 à 95 % d'eaux de refroidissement, le reste étant composé d'eaux de nettoyage, de condensats, de lessives résiduaires et d'eau de lavage.

Les eaux de suintement des réservoirs sont des eaux qui se sont séparées du pétrole brut par décantation et qui se rassemblent au fond du réservoir. Ces eaux ont des compositions proches des saumures de forage.

Le dessalement du pétrole est réalisé soit par voie électrique, soit par lavage à l'eau. Dans ce cas, des eaux de dessalement sont produites, ces eaux ont une composition en chlorure de l'ordre de **10 g/L**. Dans les grandes raffineries, ces eaux peuvent atteindre un volume de 5 à 10 m³/h.

Les effluents dépourvus de métaux lourds et de leur pollution organique mais chargés en sel sont rejetés à la rivière à des quantités respectant les arrêtés propres aux entreprises. La teneur en sel des boues issues du traitement biologique des effluents n'est pas mesurée. Pour Atofina à Pierre Benite, ces boues sont placées en décharge de classe 2 et ont un tonnage de 8000 à 8500 tonnes par an. Pour Atofina à Marseille, ces boues sont valorisées en cimenterie et ont un tonnage de quelques centaines de tonnes (source : Atofina Pierre Bénire et Marseille). Etant donné les modes d'élimination des boues, leur concentration en chlorures doit être faible.

➤ **Industrie textile**

L'industrie textile est amenée à utiliser de grandes quantités de sel dans le cadre du blanchiment des textiles et de la fixation des colorants sur les tissus.

Elle est à l'origine d'un rejet en chlorures dans l'environnement d'au moins **70 000 tonnes** par an hors Agences des bassins Loire-Bretagne et Adour- Garonne.

L'Institut Français du Textile et de l'Habillement, consulté, n'a pas donné de réponse concernant le devenir de ces rejets salés.

➤ **Tannerie et fabrique de cuir**

L'industrie du traitement des peaux produit des effluents salés à plusieurs niveaux et notamment lors des étapes suivantes :

- le trempage et le lavage des peaux parfois fortement salées. En absorbant l'eau pendant le trempage, la peau retrouve la souplesse et la douceur initiale. Les eaux de lavage et de trempage produites sont fortement chargées en sel et sont enrichies en impuretés, en sang, en excréments, en albumines solubles et autres éléments organiques. La concentration en chlorure dans cet effluent est de l'ordre de **17 g/L**.
- Le pelanage dans des fosses à pelain, c'est-à-dire des puisards cimentés, où les peaux sont retournées de temps à autre et sont soumises à l'action d'un lait de chaux. Les bains de pelains doivent être changés régulièrement (environ toutes les 6 semaines). Ces eaux peuvent contenir en moyenne **11 g/L** de chlorures.
- Le rinçage à l'eau suivi d'un décharnage et d'un épilage des peaux. Les eaux résiduaires produites en quantité abondante sont des eaux de rinçage contenant des traces de chaux, des débris de peaux et peu de chlorures (**inf à 1 g/L**)
- Le déchaulage et le gonflement qui ont pour but d'éliminer la chaux du cuir brut et de rendre, par gonflement, les peaux plus faciles à travailler. Ces deux opérations se font dans des bains acides. Ces bains contiennent en moyenne **19 g/L de chlorures**.
- Le tannage au chrome qui produit un effluent fortement chargé en chlorures : de l'ordre de **20 g/L**.

Les rejets de chlorures dus à l'industrie du cuir et des peaux en France sont estimés entre **8 500 et 12 300 tonnes par an**.

D'une manière générale, les effluents de tannerie, après un traitement physico-chimique, sont traités dans les stations d'épuration urbaines. Le nombre de tanneries en France étant peu élevé et ces tanneries étant réparties sur tout le territoire, les stations d'épuration collectant leur rejet ne rencontrent pas de problème de forte concentration en sels. Les effluents subissent, en effet, un phénomène de dilution avec les autres rejets urbains. D'autres pays, tels

que l'Inde, l'Italie et le Niger rencontrent par contre des soucis avec les fortes concentrations en sels engendrés par leurs rejets salés issus des tanneries.

Les boues physico-chimique produites lors du traitement des effluents ne sont pas chargées en sel et sont placés en CET de classe 2 (source : Centre Technique du Cuir).

➤ Usines d'incinération [30, 31, 32]

Sur les 30 millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés produits chaque année en France, 11 millions de tonnes sont incinérées.

La France possède le plus grand parc d'incinérateurs de l'Union Européenne. Au 30 janvier 2002, le parc d'UIOM (Usine d'Incinération des Ordures Ménagères) en fonctionnement comportait 161 installations, dont 77 usines d'une capacité supérieure à six tonnes par heure et 84 installations d'une capacité inférieure à 6 tonnes par heure. On compte sur l'ensemble du parc plus de 110 installations en conformité, représentant une capacité totale de l'ordre de 1680 t/h, 5 installations en cours de mise en conformité et une quarantaine d'installations non conformes, représentant une capacité totale de l'ordre de 110 t/h, soit une capacité totale de l'ordre de 1790 t/h.

L'incinération conduit à une réduction du volume et de la masse des déchets. Les déchets produits sont :

- des cendres appelées mâchefer, résidus de la combustion des ordures ménagères (environ 30% en masse du matériau brûlé)
- des REFIOMS (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinérateurs d'Ordures Ménagères) issus du traitement des rejets gazeux par ajout de chaux (solide pour le procédé sec et sous forme de lait de chaux pour le procédé semi-humide), d'ammoniac et de charbon actif sur les gaz. Ces résidus sont fortement chargés en matières minérales. Ils contiennent également des dioxines et des métaux lourds.
- des cendres volantes, qui représentent 3 à 5 % en masse du déchet incinéré. Elles sont généralement traitées avec les REFIOM.
- des gâteaux de filtration, qui correspondent au résidu du traitement et de la filtration des eaux résiduaires issues du traitement des fumées d'incinération.

Le traitement des fumées peut également être réalisé par voie humide (lavage à l'eau). Cette voie conduit à un effluent dont la charge en chlorure est en moyenne de **25 g/L**. Le traitement d'une tonne de déchets par incinération produit 0.5 m³ de cet effluent. Environ 4 000 000 de déchets ménagers par an sont traités dans des incinérateurs utilisant cette méthode. Le flux de chlorures dû au traitement des fumées est donc d'environ **50 000 tonnes par an**.

Les concentrations moyennes en chlorures des différents résidus de l'incinération et de leur lixiviat sont données dans le tableau 4.

	Mâchefers	Cendres volantes	REFIOM sec	REFIOM semi-humide	Gâteau de filtration
Composition des sous-produits solides (% sur sec)	0.3	11	18	18	6.5
Composition des lixiviats (g/kg MS)	3.5	104	190	176	61

Tableau 4 : Composition en chlorures des résidus de l'incinération des ordures ménagères

L'incinération d'une tonne d'ordures ménagères génère en moyenne de 30 à 50 kg de REFIOM. La production annuelle française de REFIOM se situe donc entre **300 000 et 600 000 tonnes**.

➤ **Fabrication de savon**

Les opérations de fabrication de savons produisent des eaux résiduaires de qualité plus ou moins caractéristique qui proviennent de l'utilisation de condenseurs, de l'emploi de réfrigérants, ainsi que du nettoyage des ateliers, des appareils et des réservoirs. Le volume des eaux résiduaires peut varier fortement selon le type d'usine et le mode de fabrication employé. Ainsi, une assez grosse savonnerie peut produire par jour environ 1 500 m³ d'effluent. Une partie de ces effluents (1 à 5 %) provenant des lessives de saponification, du raffinage des graisses... peut contenir des quantités importantes de chlorures (jusqu'à **150 g/L**).

➤ **Industries chimiques et électrométallurgiques**

De nombreuses industries chimiques (traitement de surface, ...) sont amenées à rejeter des chlorures, le plus souvent suite à l'utilisation d'acide chlorhydrique au cours de leur procédés. En 1998, le flux des rejets de chlorures produit par ces entreprises est de **235 000 tonnes par an**.

➤ **Autres industries**

D'autres industries produisent des effluents contenant des chlorures mais avec des concentrations plus faibles : il s'agit par exemple :

- de la fabrication de colle, qui produit des effluents dont la charge en chlorures est de l'ordre de 0.2 g/L.
- de la fabrication d'alcalis et de chlore, qui génère des effluents dont la charge en chlorures est de l'ordre de 0.2 g/L.
- des laveries, qui produisent des effluents dont la charge en chlorures est inférieure à 0.1 g/L.
- des industries de fabrication des matières plastiques, qui produisent des effluents dont la charge en chlorures est généralement inférieure à 0.1 g/L.

Le tableau 5 récapitule l'ensemble des données sur le rejet des chlorures par le milieu industriel.

Suivant les concentrations contenues dans les rejets, les modes de traitement des effluents ne pourront pas être identiques. Le tableau 3 résume les quantités de rejet en fonction des concentrations.

Type d'industrie	Type de rejet	Concentration en chlorures (g/L)	Quantité de chlorures annuelle rejetée (t/an)
Industrie de la potasse	Eaux de puits	125	1 100 000
	Lessives finales	21*	
	Eaux de lavage	173*	
	terrils	?	
Extraction de sel		?	95 000
Fabrication de carbonate de soude	Lessives finales	30*	1 200 000
Agroalimentaire		?	135 600
Industries pétrolières	Eaux de forage	155	?
	Eaux de suintement	155	
	Eaux de dessalement	10	
Industrie textile		?	70 000
Cuir et peaux	Eaux de lavage	17	10 000
	Eaux de pelanage	11	
	Eaux de déchaulage	19	
	Eaux de tannage	20	
Industrie chimique		?	235 000
Usines d'incinération		25	50 000
savonneries		150	?
Total des rejets chlorurés industriels			3 275 600

*concentration en chlorures sous forme NaCl uniquement

Tableau 5 : Principaux rejets industriels d'effluents chlorurés en France

Concentration en chlorures (g/L)	> 100	Entre 20 et 100	< 20	ND*
Quantité annuelle rejetée (t/an)	1 100 000	1 250 000	10 000	915 600

*ND : Non Défini

Tableau 6 : Principaux rejets industriels d'effluents chlorurés en fonction de leur concentration

La quantité de rejets, de concentration en chlorures inférieure à 20 g/L, n'est pas définie de façon précise. En effet, les rejets de faibles concentrations ne sont pas pris en compte dans les références utilisées.

D'après l'enquête menée auprès des industriels producteurs de rejets salés, les effluents contenant des sels sont :

- soit envoyés vers une station d'épuration urbaine, lorsqu'ils sont en concentration ou volume assez faible. Ils subissent alors une dilution avec les effluents ménagers et ne semblent pas poser de problème au niveau des stations.
- soit épurés de leurs métaux lourds et de leur pollution organique puis rejetés, dans la plupart des cas, à la rivière. Les industriels sont alors soumis à des normes mais ces normes semblent s'adapter aux quantités à rejeter.

Peu d'industriels sont à l'heure actuelle sensibilisés au problème des rejets de chlorures. Les teneurs en sels des boues produites ne sont que rarement mesurées. Les données récoltées sur la production de boues salées ne permettent donc pas de réaliser un bilan réaliste de la situation.

b. Utilisation de sel sur les routes

Les statistiques d'entretien des routes fournies par la SETRA [25] donne une quantité de sel déversé sur les routes de :

- 0.5 à 2 tonnes par an et par kilomètre pour un hiver peu rigoureux,
- 9 à 15 tonnes par an et par kilomètre pour un hiver rigoureux,
- 5 à 30 tonnes par an et par kilomètre sur autoroute.

En France, 400 000 à 1 000 000 de tonnes de sels sont épandus chaque année sur les routes (cf tableau 7). Les doses employées sont de 5 à 15 g/m².

1974	1998	1999	2000
302 000 t	536 000 t	1 150 000 t	536 000 t

Tableau 7 : Quantité de sel épandu sur les routes par an

Le flux de chlorure généré par le déneigement est donc pour l'année 1999 de **694 000 tonnes**. La figure 2 donne un aperçu de la distribution géographique des consommations moyennes en sels de déneigement en France, par région, sur la période de 1982 à 1995. Les régions Rhône-Alpes et Lorraine sont les principales consommatrices de sels de déneigement avec respectivement en moyenne sur les 14 ans 165 000 tonnes/an et 135 000 tonnes/an.

Tonnage de sel de déneigement utilisé par région

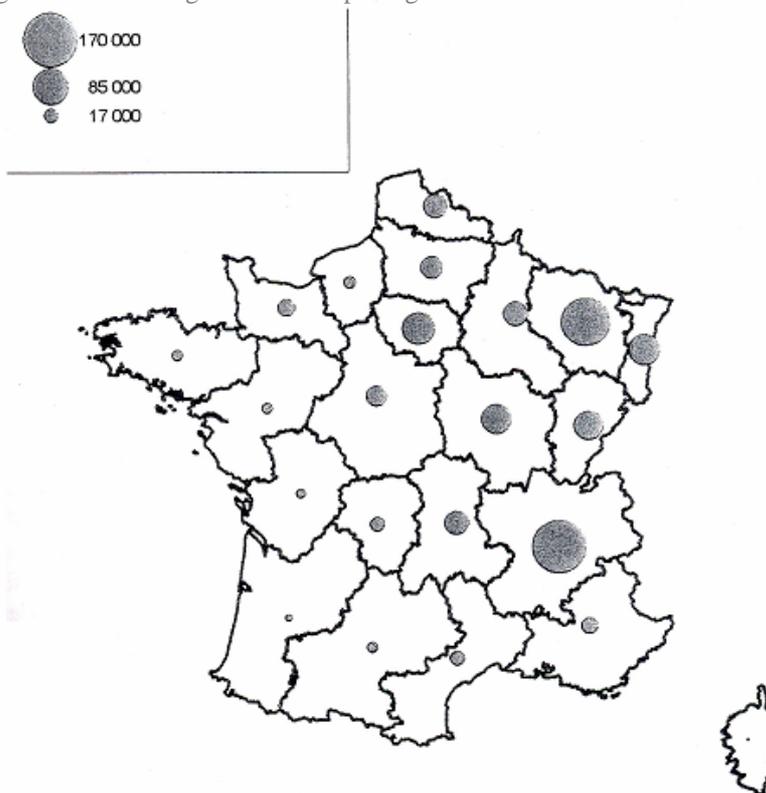


Figure 2 : Répartition géographique par région de la consommation de sels de déneigement (moyennes sur la période 1982-1995)

c. Eaux usées domestiques

La part des chlorures provenant des rejets domestiques en France est évaluée à environ 34 g/jour et par habitant. Soit pour les 57 000 000 de français, un rejet d'environ **710 000 tonnes par an**.

Ces rejets sont traités en station d'épuration urbaine. La teneur en sel des boues qui en résultent n'entraîne pas, en temps normal, de limitation pour la valorisation des boues.

d. Bilan des rejets en chlorures

La quantité totale de rejets en chlorure est d'environ **4 679 600 tonnes par an**. Ce chiffre est supérieur à celui fourni dans le rapport ADEME [24] (entre 4 439 000 et 4 571 475 tonnes par an). La différence réside dans le chiffre utilisé pour les rejets de sel de déneigement qui varie de manière importante d'une année sur l'autre et dans les approximations et les valeurs moyennes utilisées pour calculer les productions de rejets chlorurés. Ces rejets ont des concentrations très variées qui peuvent atteindre 200 g/L. Le tableau 8 et la figure 3 résument l'origine des flux de rejets chlorurés. Du point de vue géographique, la majeure partie des rejets se situe au Nord-est de la France, région qui concentre l'essentiel des industries extractives de sel et des industries de chimie minérale associées (cf figure 4).

La fermeture de Mines de Potasse d'Alsace programmée en 2003 devrait permettre de réduire considérablement les flux de chlorures.

Les quantités de REFIOM produits par l'incinération des ordures ménagères sont de l'ordre de 300 000 à 600 000 tonnes par an. Ces composés contiennent des concentrations en chlorures aux environs de 18 g/kg MS.

La présence de sel dans les boues n'est que rarement mesurée, il ne nous a pas été possible, ni par la littérature, ni par une enquête auprès des industriels rejetant des chlorures, d'établir un bilan réaliste des quantités de boues salées produites et de leur composition.

Origine de la pollution	Industrielle	Déneigement	Domestique
Quantité de rejets chlorurés (tonne par an)	3 275 600	694 000	710 000

Tableau 8 : Flux des rejets chlorurés en France

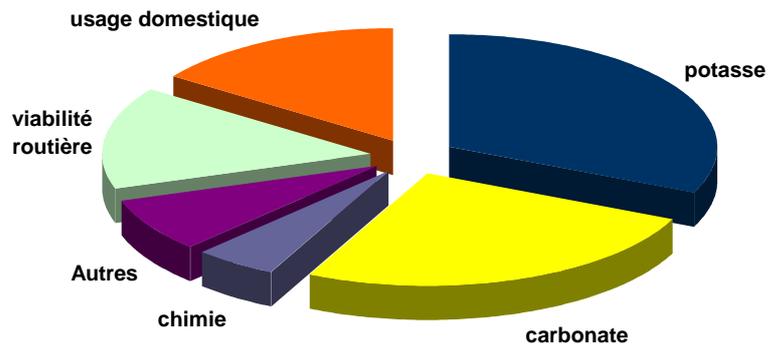


Figure 3 : Origine des principaux rejets en chlorures

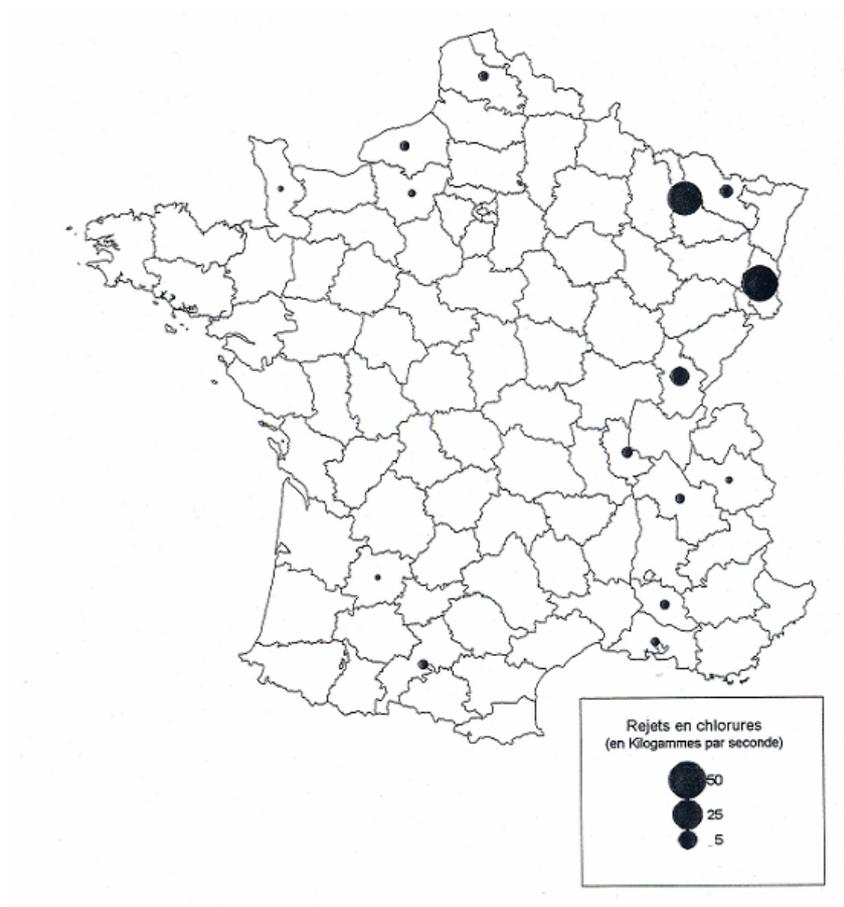


Figure 4 : Répartition géographique des rejets en chlorures en France

I.4 Réglementation concernant les rejets chlorurés [24]

a. **Rejet dans les eaux superficielles**

L'arrêté du 2 février 1998 fixe un certain nombre de valeurs limites de concentration dans les eaux résiduaires rejetées au milieu naturel, qui sont fonction des flux massiques journaliers rejetés.

Cependant, il n'y a aucune prescription générale concernant les chlorures.

Des arrêtés préfectoraux fixent pour certaines entreprises le seuil de rejet en chlorures. Mais ils sont peu nombreux.

➤ **Industrie chimique**

Voici quelques exemples de seuils de rejet en chlorures fixés par les arrêtés préfectoraux :

- la société Atofina des Bouches du Rhône doit avoir un flux journalier inférieur à 0.005 tonnes,
- la société Rhom et Haas de l'Oise doit avoir un flux journalier compris entre 14 et 18 tonnes,
- la société Rexim de Sommette doit avoir un flux journalier inférieur à 4.5 tonnes.

➤ **Unités d'Incinération des Ordures Ménagères**

Les arrêtés préfectoraux d'autorisation d'exploitation des unités d'incinération des ordures ménagères fixent, en général, des seuils de rejets en chlorures. L'exemple de l'usine d'incinération de St Saulve (62) est présenté dans le tableau 9.

Teneur en chlorures		Flux de chlorures			
Teneur instantanée	Teneur moyenne mensuelle	Flux sur 4 h	Flux journalier	Flux mensuel	Flux spécifique
25 g/L	25 g/L	225 kg/h	5 400 kg/j	5 400 kg/j	13.63 kg/t

Tableau 9 : Exemple de seuils de rejet fixés pour l'UIOM de St Saulve (62)

➤ **Cas particulier du bassin du Rhin [5, 6]**

La convention relative à la protection du Rhin contre la pollution par les ions chlorures a été signée le 3 décembre 1976 à Bonn entre la France, l'Allemagne, le Luxembourg, les Pays Bas et la Suisse. Elle vise à limiter les dépassements de la valeur d'orientation de 200 mg/L d'ions chlorures dans le Rhin à la frontière germano-néerlandaise.

Le protocole additionnel du 25 septembre 1991 indique un flux de chlorures maximum limite en France de 108 kg/s réparti comme suit : 75 kg/s dans le Rhin et 33 kg/s dans la Moselle. Il s'agit de valeurs moyennes annuelles.

b. Eau potable

La valeur seuil de concentration en chlorures pour l'eau destinée à la consommation humaine est de 200 mg/L (Décret du 3 janvier 1989).

II. TRAITEMENT DES RESIDUS SOLIDES

II.1 Déshydratation des boues salées

L'élimination de l'eau contenue dans les boues devrait permettre de réduire leur teneur en sel. Nous allons donc étudier dans les paragraphes suivants les techniques classiques de déshydratation des boues ainsi que les procédés développés pour améliorer leur efficacité.

Toutefois, aucune étude n'a été trouvée dans la littérature sur l'évolution des quantités de sel dans les boues. Il est donc difficile de savoir à priori si les microorganismes ingèrent une partie du sel ou si tout le sel est présent dans l'eau contenue dans les boues. Des essais expérimentaux devraient être menés pour permettre de conclure sur ce point.

Obtention de boues salées [54, 55, 58, 59, 60,61, 62]

Nombreux sont les articles trouvés dans la littérature sur le traitement d'effluents contenant du sel par boues activées. Cependant, ces textes s'intéressent uniquement au traitement de la DCO contenue dans l'effluent et non à l'élimination des sels. Ces articles se concentrent, en effet, sur le comportement des boues en présence de sel et aucune information n'a été trouvée sur le traitement du sel lui-même, ni sur l'évolution des quantités de sel présent dans les boues.

Il ressort de ces articles que le traitement des rejets salés peut être réalisé par l'intermédiaire de boues activées. Les principales difficultés sont les suivantes :

- adaptation des microorganismes limitée : les cultures conventionnelles ne peuvent pas être utilisées pour le traitement des solutions salines de concentration supérieure à 1 % en sels. Celles-ci nécessitent l'adaptation des microorganismes. Cette adaptation est rapidement perdue lorsque les microorganismes sont soumis à un effluent non salé.
- Sensibilité à la concentration en sels : Une modification de la concentration en sels de 0.5 à 2 % entraîne une modification des performances du système. Des changements brusques de concentration entraînent des effets plus néfastes que des changements progressifs.
- Diminution de la cinétique de dégradation : le taux de dégradation biologique des composés organiques diminue avec une augmentation du taux de sel.
- Le sel contenu dans les eaux usées entraîne une diminution de la population de protozoaire, ce qui diminue l'efficacité de sédimentation.

Eau libre/eau liée [48]

La phase aqueuse de la suspension solide d'une boue est souvent séparée en eau libre et eau liée, suivant les mécanismes de liaison de l'eau à la matrice solide. La déshydratation complète de cette boue passe par l'élimination de l'eau libre et de l'eau liée.

L'eau libre représente la part la plus importante de l'eau dans la boue. Elle se comporte thermodynamiquement comme de l'eau pure. Cette eau peut être éliminée par simple épaissement ou par application d'une contrainte mécanique assez faible. En effet, la fixation de l'eau à la surface des particules se fait par des liaisons mécaniques très faibles.

L'eau liée représente une partie très faible de la quantité totale d'eau dans une boue mais n'est pas du tout négligeable par rapport à la matière sèche. Il est possible de distinguer trois types d'eau liée :

- Eau liée chimiquement : cette eau est liée au solide par des liaisons chimiques assez fortes. Elle ne peut être enlevée que par séchage thermique à des températures supérieures à 105°C.
- Eau liée physiquement : Cette eau, qui peut être aussi éliminée par séchage thermique, est fixée aux particules solides aussi bien en surface qu'en profondeur.
- Eau liée mécaniquement : elle se rencontre aussi bien dans les micro que dans les macropores. Elle est emprisonnée suite à une cristallisation ou à une agglomération de particules.

a. Procédés de déshydratation mécanique des boues [48, 52]

Il existe quatre techniques de déshydratation mécanique des boues :

- la filtration sous vide,
- la filtration sous bande presseuse,
- l'utilisation de filtres presses,
- la centrifugation continue.

➤ Filtration sous vide

La filtration sous vide est le procédé le plus ancien de déshydratation mécanique à fonctionnement continu. Il existe plusieurs types de filtres opérant sous vide. Les filtres les plus couramment utilisés sont du type ouvert à tambour rotatif (cf figure 5 et 6). Ils sont constitués de cylindres tournant autour d'un axe horizontal, dont le secteur inférieur, immergé dans une auge recevant les boues, est constamment maintenu sous vide au moyen de distributeurs internes et d'une pompe à vide externe. L'eau interstitielle qui traverse les toiles filtrantes recouvrant les cylindres, est collectée, puis éliminée par une pompe d'extraction. Les solides se déposent en un gâteau de filtration, séché au fur et à mesure de la rotation du tambour, puis décollé de la toile, avant une nouvelle immersion de celle-ci dans la boue.



Figure 5: *Filtre à tambour rotatif de la station de Bullange (France)*

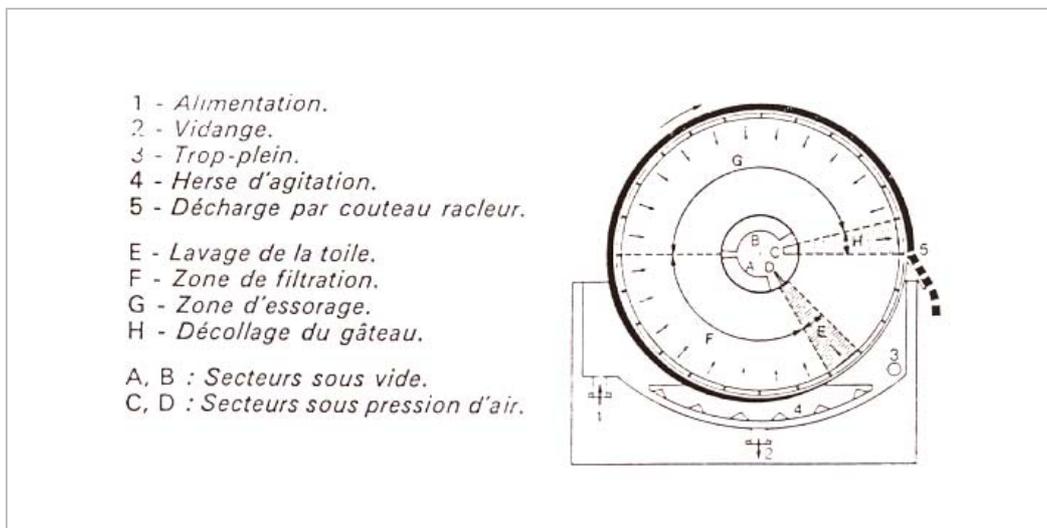


Figure 6: *Schéma de principe d'un filtre sous vide*

Le filtre à tambour rotatif a connu un grand essor mais il semble à présent en perte de vitesse.

En effet, la technique présente des inconvénients notables :

- encombrement important de l'installation de filtration,
- frais d'exploitations élevées (entre 50 et 150 kWh/tonne de MS),
- productivité moyenne des filtres.

Pour les boues organiques hydrophiles, il est possible d'atteindre des capacités horaires de filtration de 15 à 35 kg MS/m².h et une siccité pour les gâteaux de filtration de 18 à 25% de MS.

➤ Filtration par bande-presseuse

Le procédé fonctionne en trois temps pour assurer un essorage progressif des boues (cf figure 7) :

- égouttage de l'eau interstitielle libérée par la floculation,
- pressage afin de rendre le gâteau filtrant compact,
- cisaillement de la masse pour en extraire le maximum d'eau libre et liée par combinaison des techniques de pression et de cisaillement.

L'utilisation de ce filtre implique obligatoirement :

- une floculation adéquate de la boue,
- une bonne cohésion de la boue égouttée.

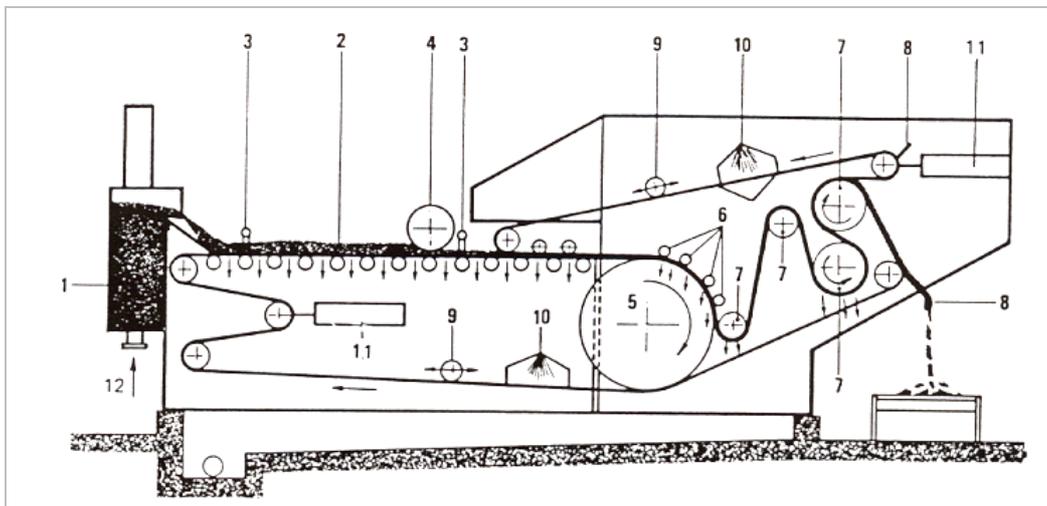


Figure 7 : Schéma de principe d'un filtre par bande-presseuse

Pour les boues organiques hydrophiles, il est possible d'atteindre des capacités horaires de filtration de 200 à 400 kilogrammes de MS par mètre de largeur de bande et par heure et une siccité pour les gâteaux de filtration de 20 à 25% de MS.

La technique d'essorage par filtre à bande presseuse présente de nombreux avantages :

- robustesse, simplicité de construction et de conduite des appareillages,
- procédé de déshydratation continu,
- frais d'exploitation très faibles en ce qui concerne la consommation électrique (5 à 20 kWh/tonne de MS).

La technique présente toutefois quelques inconvénients :

- consommation non négligeable d'eau neuve pour le lavage des toiles filtrantes,
- coût d'investissement assez élevé pour les filtres les plus performants,
- siccités inférieures à celles obtenues avec un filtre presse.

➤ Filtration par filtre-presse

Le filtre presse est constitué d'un grand nombre d'éléments filtrants en forme de plaques, recouverts de toiles métalliques en acier ou en tissu synthétiques, sur lesquels la boue est plaquée par des pressions élevées pouvant aller de 5 à 15 bars (cf figure 8).

La boue à filtrer est amenée sous pression entre les plaques. Un cycle de déshydratation dure de deux à plusieurs heures et comporte trois étapes :

- remplissage : les chambres de filtration, limitées par les faces extérieures des toiles de 2 plaques contiguës, sont remplies de boues à filtrer,
- filtration : une fois les chambres remplies, l'introduction continue de la boue provoque la montée en pression,
- décharge du gâteau formé entre les plaques.

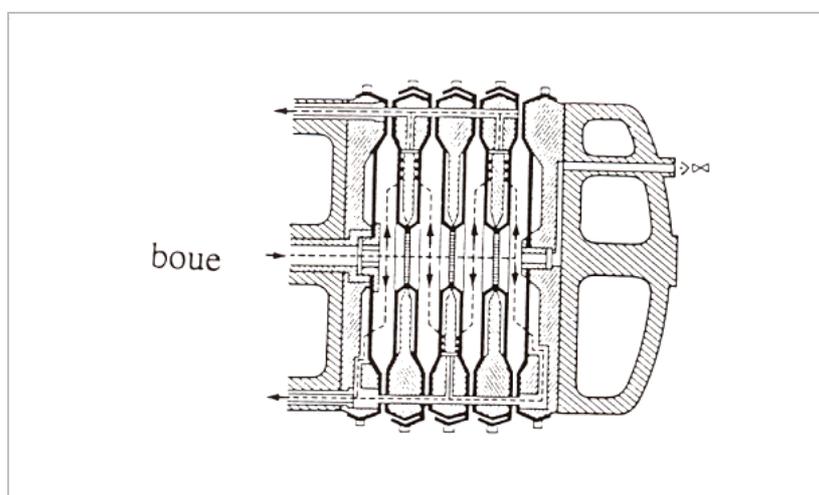


Figure 8: Schéma de principe d'un filtre presse

Pour les boues organiques hydrophiles, les capacités horaires de filtration sont faibles de l'ordre de 2 à 3 kg MS/m².h. La siccité des gâteaux de filtration est, elle, très importante de l'ordre de 30 à 40% de MS.

Le filtre presse est l'appareil le plus coûteux en investissement mais il est de plus en plus utilisé.

Il apparaît comme étant la technique la plus fiable pour obtenir des gâteaux de siccité élevée.

➤ Centrifugation

La centrifugation met en œuvre des machines du type décanteuse continue à axe horizontal, constituées d'un bol plein tournant à grande vitesse, séparant les phases solides et liquides et

d'une vis hélicoïdale coaxiale au bol qui permet l'extraction en continu des boues déshydratées (voir figure 9).

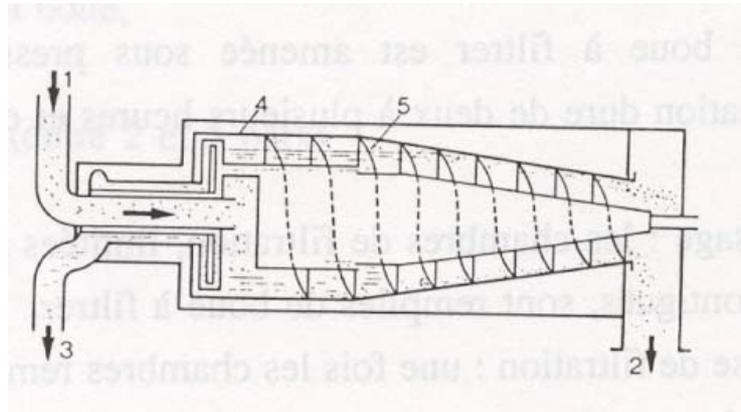


Figure 9 : Principe de la centrifugeuse

Avantages :

- C'est une technique bien adaptée aux boues difficiles à traiter (cas des boues urbaines huileuses par exemple),
- Les machines ont un faible taux d'encombrement,
- L'exploitation de la machine ne nécessite aucune supervision directe,
- Le coût d'investissement est très compétitif avec celui des installations de filtration.

Inconvénients

- Obtention de sédiments d'extraction parfois de faible consistance (difficile à pelleter),
- Nécessité de certaines précautions dans la préparation de la boue pour éviter l'usure prématurée de la vis d'extraction des solides et l'obstruction de la machine à l'alimentation,
- Frais d'exploitation supérieurs en général à ceux d'un filtre presse ou d'un filtre à bande (30 à 60 kWh/t MS).

Pour les boues organiques urbaines, les capacités horaires de filtration sont faibles de l'ordre de 200 kg MS/h (pour un bol de 300 mm de diamètre) et de 3 000 kg MS/h (pour un bol de 1000 mm de diamètre). La siccité des gâteaux de filtration est de l'ordre de 20 à 26% de MS.

Les performances atteintes par les procédés classiques actuels de déshydratation mécanique aboutissent à des boues ayant une siccité maximale de 40%.

b. Amélioration de la déshydratation des boues [48]

➤ **Essais de filtration sous très haute pression.**

Une cellule de filtration à très haute pression a été réalisée qui permet de monter à des pressions de 50 bars.

Les résultats obtenus ont montré que la consolidation de la boue était très variable selon ses caractéristiques et le taux d'humidité obtenu en fin de pré-traitement. Le gain relatif en siccité des boues testées variait de 0 à 28 %.

➤ **Traitements chimiques :**

Floculation :

La floculation permet de neutraliser les charges en surface des particules et réalise un pontage physique entre celles-ci. Les polymères, ainsi adsorbés à la surface solide de la boue, provoquent l'agglomération des particules et le relargage d'une partie de l'eau liée du fait de leur caractère hydrophobe.

Coagulation :

Les coagulants peuvent provoquer la déstabilisation de la suspension selon divers mécanismes. La coagulation par des sels ferriques ou d'aluminium est un processus qui dépend du temps et inclut plusieurs étapes : formation d'espèces hydroxométalliques, adsorption, neutralisation des charges, agrégation par des forces de Van der Waal's, liaison entre particules et finalement formation de floes.

Acidification :

Les matières extracellulaires, constituées essentiellement de protéines, sont assez instables. Des températures et des pH extrêmes leur font perdre leur forme naturelle et parfois, les font précipiter de manière irréversible sous forme inactive. La coagulation des protéines de la boue, provoquée par l'acidification du milieu, peut affaiblir leur affinité vis-à-vis de l'eau et ainsi diminuer la quantité d'eau liée.

Des essais ont été réalisés sur une boue activée épaissie, la teneur en eau liée est passée de 98% de la MS à 74% de MS en passant de la boue brute à une boue à un pH de 2. Ce qui représente un gain de siccité de 7%.

➤ **Traitements physiques**

Augmentation de la température

Même pour des faibles teneurs en eau, la liaison protéine-eau est dégradée lorsque la température augmente.

Conditionnement thermique

Ce traitement consiste à soumettre la boue pendant une courte durée (30 à 120 min) à des températures élevées sous l'action de la vapeur. Dans ces conditions, la fraction organique de

la boue est hydrolysée et les propriétés colloïdales sont détruites, ce qui entraîne la libération de l'eau liée.

Congélation/décongélation :

La congélation suivie d'une décongélation de la boue change la nature des substances ayant une grande affinité vis-à-vis de l'eau comme les protéines et les acides nucléiques. Elle permet une réduction très importante de la teneur en eau liée pouvant dépasser les 70% de sa teneur initiale. Ce traitement produit du fait de la pression de la glace dans les petites particules, des flocs de grosses tailles et très fragiles. Le coût de ce traitement semble toutefois prohibitif.

➤ **Traitements biologiques :**

Stabilisation aérobie :

Elle est basée sur le fait que les organismes présents dans la boue activée s'oxydent eux-mêmes en l'absence d'éléments nutritifs et entraîne une réduction de la teneur en matières organiques. La boue activée, traitée de cette façon, perd partiellement sa capacité à fixer l'eau.

Digestion aérobie thermophile :

C'est une stabilisation aérobie à une température supérieure à 45°C. Elle permet une dégradation beaucoup plus importante de la teneur en matières organiques et plus particulièrement des biopolymères contenus dans la boue. Les boues ayant subies ce traitement sont plus facilement déshydratables. Ce procédé solubilise une grande partie des matières solides, diminuant ainsi le volume de boues à déshydrater.

c. Traitement des boues salées par électro-osmose [47, 48, 53]

L'électro-osmose provoque la migration de l'eau dans une argile sous l'effet d'un champ électrique. Ce procédé est employé dans les travaux publics et la construction pour consolider des sols ou éliminer l'humidité des murs. Cette technique devrait permettre d'augmenter la siccité des boues mais également de diminuer la concentration en sels.

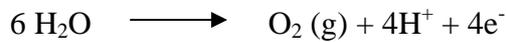
Malheureusement, jusqu'à présent, aucun auteur ne s'est intéressé à l'évolution des concentrations en sel dans les boues soumises à l'électro-osmose.

➤ **Procédé de traitement**

Au cours de la déshydratation par électro-osmose, les particules solides chargés négativement migrent vers l'anode localisée en haut de l'échantillon. Les cations tels que Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} , vont vers la cathode, qui est située sous la boue et reliée avec un système de drainage. L'eau est transportée avec les cations par interaction visqueuse, collision moléculaire, phénomène d'hydratation. Elle passe à travers un média filtrant et est drainée vers l'extérieur.

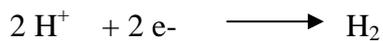
Les réactions se produisant à l'anode et à la cathode sont les suivantes :

-à l'anode



L'anode est corrodée et du chlore et de l'oxygène gazeux sont rejetés. Des anodes en titane recouvertes de Sb-Sn-Ir sont utilisées pour protéger les anodes de la corrosion excessive. De plus, on peut noter une acidité accrue de la boue aux abords de l'anode.

- à la cathode



A la cathode, de l'hydrogène gazeux est rejeté. L'eau récupérée à la cathode présente une forte alcalinité.

L'électro-osmose est efficace pour déshydrater des boues difficilement déshydratables telles que des boues avec de très fines particules ou gélatineuses.

Cette technique permet de réduire de 10 à 20% la teneur en eau des boues avec un champ électrique compris entre 0.3 et 1 V/cm.

➤ Influence de la salinité

G. Chen [53] a étudié l'influence de la présence de sel sur l'élimination de l'eau des boues par électro-osmose. Les concentrations en sels dans les boues testées variaient entre 5 et 12.5 g/L. A des champs électriques de 2 et 6 V/cm, la présence de sels ne change pas de manière significative l'efficacité d'élimination de l'eau par électro-osmose. Par contre, à un champ électrique de 4 V/cm, une concentration en sel deux fois plus importante peut permettre de gagner 2 à 3 % de siccité.

Il semble que la quantité d'eau éliminée passe par un optimum en fonction de la quantité de sel présent dans les boues. A faible concentration, la quantité d'eau éliminée augmente avec la quantité de sel du fait de l'augmentation du courant traversant les boues. La diminution de la quantité d'eau éliminée est ensuite due à la diminution du potentiel zeta.

G. Chen a également constaté que la vitesse d'élimination de l'eau augmente avec la densité de courant appliquée.

Toutefois, malgré son étude sur l'influence du sel, G. Chen ne fait jamais mention des quantités de sels restant dans les boues.

d. Action combinée d'un drainage électro-osmotique et d'une compression mécanique [48, 64, 65, 66]

L'utilisation d'un filtre à bande presseuse par électro-osmose (cf figure 10) a été testé par plusieurs auteurs. Les résultats prouvent que l'ajout de l'électro-osmose améliore grandement la déshydratation des boues par filtre presse, diminue la concentration en métaux lourds et augmente le pouvoir calorifique.

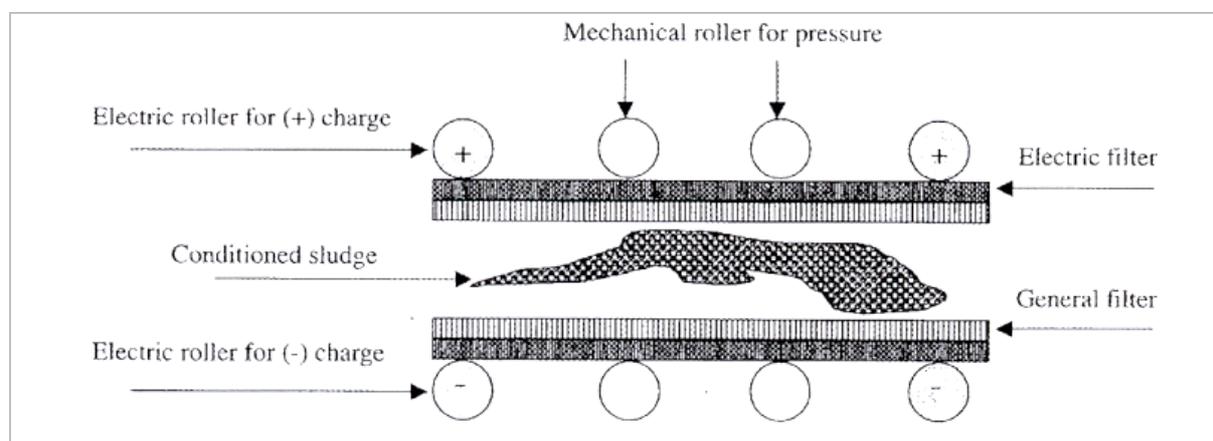


Figure 10 : Schéma de principe de l'électro-pressse

Des essais de déshydratation ont été réalisés sur un panel de 11 boues provenant de stations d'épuration urbaines et industrielles [48]. Les boues floculées ont été filtrées pendant 2 heures sous une pression de 4 bars, puis elles ont été, pendant une heure, soit soumises à une pression de 40 bars, soit soumise à un champ électrique de 1500 V/m à une pression de 4 bars. Le tableau 10 résume les résultats moyens obtenus.

Siccité à 4 bars (%)	Siccité à 40 bars (%)	Siccité à 4 bars, 1500 V/m (%)
26	30	36

Tableau 10 : Comparaison de la déshydratation des boues par filtre presse et par une combinaison filtre presse et électro-osmose.

L'augmentation de la pression de 4 à 40 bars n'apporte que peu d'amélioration à la déshydratation. Par contre, l'application d'un champ électrique sous la même pression montre une augmentation notable de la siccité.

Les énergie consommées lors du drainage électro-osmotique sont en moyenne de 0.13 kWh/kg.

II.2 Dépollution électrocinétique [14]

a. Généralités

La dépollution électrocinétique est une technique envisageable pour l'élimination des métaux des sols et pour le dessalement des bétons. Elle peut être utilisée pour des solides de forte siccité. Contrairement à l'électro-osmose, elle ne tient pas compte du phénomène de migration de l'eau.

Elle peut donc être adaptée pour des composés de type REFIOM. Nous donnerons ici les bases scientifiques de la technique, des exemples d'applications (béton, sol) et des calculs approximatifs de son coût pour le traitement des REFIOM.

L'électroremédiation est un procédé d'extraction des polluants depuis une matrice poreuse. L'application d'un champ électrique dans le milieu par la création d'une différence de potentiel entre deux électrodes provoque, d'une part des mécanismes de transport, appelés électrocinétiques, qui sont responsables du transport des espèces dans la phase liquide vers l'une ou l'autre électrode, et d'autre part des réactions d'oxydoréduction aux électrodes, les réactions électrochimiques qui permettent entre autre la fermeture du circuit.

Aux phénomènes induits par le champ électrique s'ajoutent les phénomènes classiques de transport comme la diffusion ou la convection forcée...

b. Détermination du temps nécessaire à la migration des ions [37, 38]

L'équation générale décrivant les phénomènes de transport en solution est l'équation de Nerst-Planck dans le cas d'un système monodimensionnel. Le flux spécifique J ($\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) est décrit comme résultant de trois phénomènes, la diffusion, la migration et la convection, et s'exprime par :

$$-J(x) = D_j \frac{dC_j(x)}{d(x)} + \frac{ZF}{RT} D_j C_j \frac{d\Phi(x)}{dx} + C_j V(x) \quad (1)$$

Le premier terme de l'équation correspond au terme de diffusion. La contribution de la diffusion est faible dans un milieu poreux et peut être négligée. Le troisième terme correspond

au terme de convection. Ce terme peut également être négligé du fait de l'absence de gradient de température et de convection forcée. Seul le deuxième terme a de l'importance dans le procédé de dessalement en milieu poreux, l'équation (1) devient donc :

$$-J(x) = \frac{ZF}{RT} D_j C_j \frac{d\Phi(x)}{dx} \quad (2)$$

où Z est le nombre de charges de l'espèce, F est la constante de Faraday ($96\,500 \text{ C}\cdot\text{eq}^{-1}$), R est la constante des gaz parfaits ($8.31 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$), T est la température (K), $E = \frac{d\Phi(x)}{dx}$ est le champ électrique ($\text{V}\cdot\text{m}^{-1}$). C_j est la concentration locale de l'ion j ($\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$) et D_j est son coefficient de diffusion dans le milieu considéré ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$).

(3)

Si le champ électrique est constant sur x , la vitesse de migration de l'ion j dans le champ E peut être défini par :

$$v_j = \frac{J}{C_j} \quad (4)$$

La relation (4) permet de déduire le temps nécessaire à la migration de l'ion j , t_j (s), pour parcourir la distance d (m) dans le matériau considéré :

$$t_j = \frac{d \cdot R \cdot T}{Z \cdot D_j \cdot F \cdot E} \quad (5)$$

c. Détermination de la puissance dissipée et du coût de traitement

La conductivité K ($\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$) d'une solution contenant des ions j , de mobilité u_j ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{V}^{-1}$) et de concentration C_j ($\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$) peut s'écrire :

$$\kappa = \sum_j z_j F u_j C_j \quad (6)$$

La conductivité dans le matériau est égale à la conductivité de la solution contenue dans le milieu poreux isolant. On utilise la loi de Bruggeman donnant la conductivité équivalente K_M , en fonction de K et de la porosité du lit, ε :

$$K_M = \kappa \cdot \varepsilon^{\frac{3}{2}} \quad (7)$$

Pour un matériau poreux constitué de particules sphériques, ε peut être approximé à 40% et ainsi K_M est environ égal à $0.25 K$. C'est cette conductivité équivalente qui sera utilisée pour le calcul du courant puis de la puissance.

De la conductivité de la solution, il est possible de déduire l'intensité I (A) traversant une surface S (m²) et la puissance P (W) par les relations (8) et (9).

$$I = E \cdot \kappa_M \cdot S \quad (8)$$

$$P = U \cdot I \quad (9)$$

Le coût de traitement sera estimé en calculant l'énergie dissipée, en multipliant la puissance à fournir par le temps maximal nécessaire à la migration des ions.

d. Dessalement des bétons [33, 34]

➤ Principe

La présence de chlorures entraîne la corrosion des structures en béton armé. Des essais ont donc été réalisés afin de réhabiliter ce type de structure et d'éliminer les chlorures par une technique d'électromigration. Cette technique est connue depuis 1976 mais n'a été utilisée industriellement qu'à partir de 1987.

Le dessalement consiste à monter une anode entourée d'électrolyte à la surface du béton et à faire passer un courant entre les armatures du béton, qui jouent le rôle de cathode et l'anode (cf figure 11). Les chlorures se déplacent vers l'anode, atteignent la surface, passent dans l'électrolyte et sont ainsi éliminés du béton.

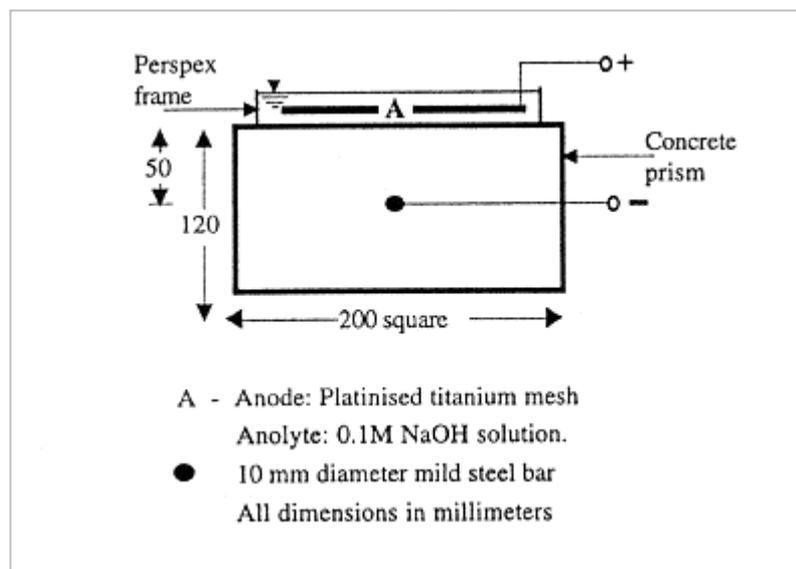


Figure 11 : Schéma d'un procédé expérimental de dessalement des bétons.

➤ Résultats obtenus

Une étude [33] a été réalisée sur des blocs de bétons armés, afin de tester l'influence des différents paramètres opératoires sur le dessalement. Les essais réalisés ont montré :

- qu'il était possible d'éliminer 55 à 65% de la quantité totale de chlorures après de longues périodes de dessalement (2000 h soit environ 83 jours)
- que les chlorures éliminés correspondaient aux chlorures libres c'est-à-dire ne présentant pas de liaison avec des substances contenues dans le béton. En effet, quelque soit la concentration initiale en chlorures (3, 4 ou 5% de la masse du béton), la concentration résiduelle dans le béton correspondait à 1.3% de la masse totale.
- qu'une augmentation du potentiel appliqué entraînait une augmentation du courant. Cependant, doubler le courant n'entraînait pas une quantité double de chlorures éliminés mais pouvait entraîner un échauffement important de la solution.

e. Dépollution des sols [14]

L'électroremédiation fait l'objet de nombreuses études pour le traitement des sols. Elle offre donc de grandes perspectives d'exploration de ses capacités dans des milieux réels.

Toutefois, cette technique est à l'étude uniquement pour l'élimination des métaux des sols.

Expérimentalement, les électrodes sont le plus souvent implantées verticalement dans un puit permettant la recirculation et le traitement des solutions électrolytiques (cf figure 12).

Pour de grandes surfaces à traiter, il est recommandé d'utiliser des séries d'électrodes afin de maintenir une faible distance entre une anode et une cathode, de manière à réduire le temps de traitement et permettre le contrôle du procédé.

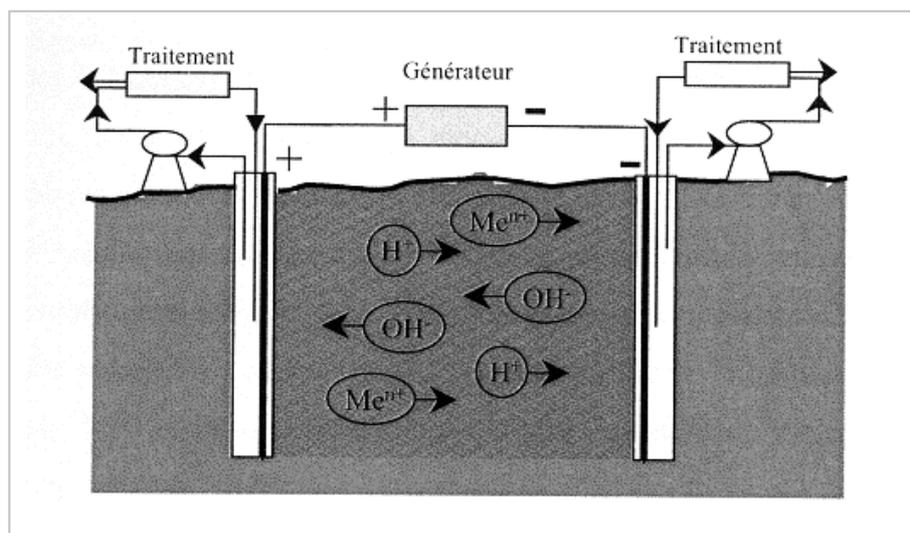


Figure 12 : Schéma de principe de l'électroremédiation d'un sol.

f. Application au cas des REFIONM salés

Afin de donner une estimation grossière du coût et de la durée nécessaire pour appliquer ce type de traitement pour le dessalement des REFIONM, des calculs simplifiés ont été réalisés. On considère pour cela un cube de 10 cm de côté de constituant poreux à dessaler tel que REFIONM, boues...Ce cube est entouré par une anode et une cathode (cf figure 7). La tension électrique est imposée dans le circuit.

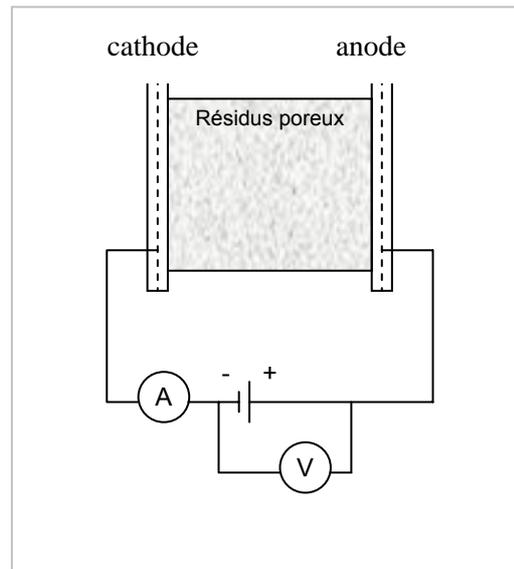


Figure 13: Schéma de l'installation de dessalement d'un résidu poreux

Les équations (5) et (9) permettent de calculer le temps nécessaire à la migration des ions et la puissance dissipée en prenant les hypothèses et approximations suivantes :

- le coefficient de diffusion des ions chlorures dans un matériau poreux est proche de celui dans du béton ($10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ [35])
- le coefficient de diffusion des ions sodium est égal à celui des ions chlorures,
- le coût d'un kWh est de 10 centimes d'euro,
- on ne tient pas compte de la tension de cellule à vide (tension thermodynamique, égale à 1.23 V pour l'électrolyte de l'eau)
- on néglige également les surtensions aux électrodes liées aux irréversibilités de transfert de charge à la surface des électrodes. Globalement, la somme de ces deux termes est inférieure à 2 V.
- le temps trouvé pour la migration de l'ion correspond au temps maximal de traitement pour éliminer tous les ions chlorures libres puisque la distance est prise égale à la distance entre les électrodes.
- le coût de traitement indiqué sur les graphiques correspond au coût du traitement de la cellule de 1 litre.

➤ **Evolution du temps de migration des ions et de la puissance en fonction de la tension appliquée**

Pour une concentration en chlorure de sodium de 25 g/L, la figure 14 représente l'évolution du temps de migration des ions dans le matériau poreux en fonction de la tension appliquée et la figure 15 représente l'évolution de la puissance dissipée et du coût du traitement en fonction de la tension appliquée.

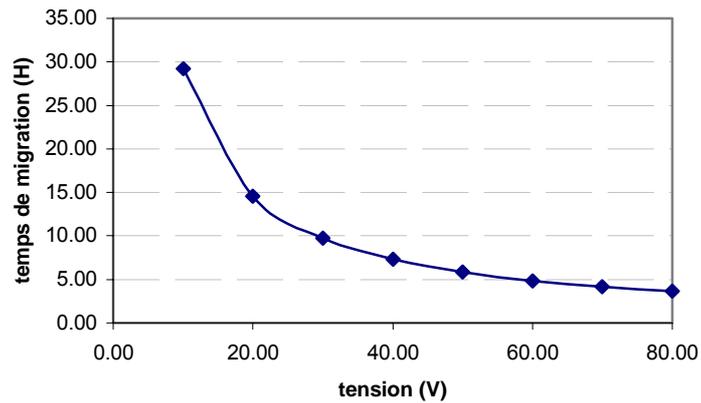


Figure 14 : Evolution du temps de migration en fonction de la tension appliquée (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)

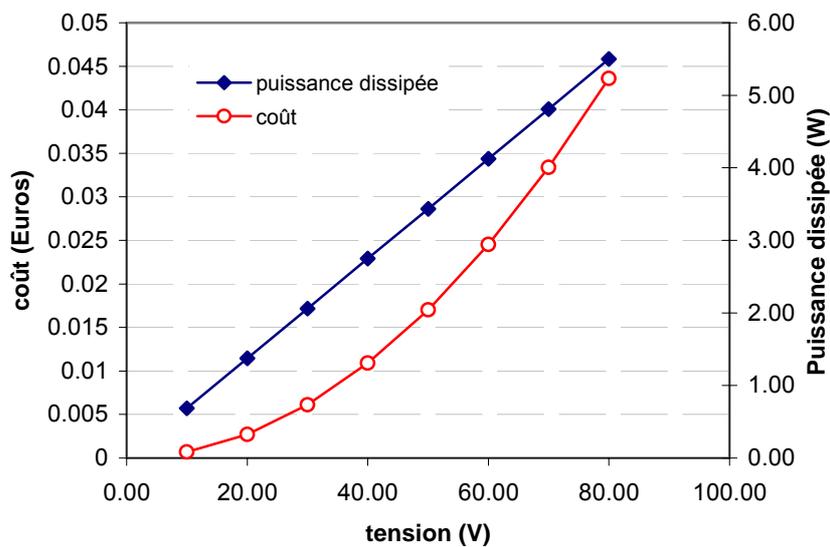


Figure 15 : Evolution du coût et de la puissance dissipée pour le traitement d'un litre de résidu (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

L'augmentation de la tension appliquée au circuit permet de diminuer le temps de traitement, cependant il augmente le coût électrique du traitement. Ainsi, le traitement d'1 m³ de résidu pollué par 25 g/L de chlorures, en traitant par cellule d'un litre, aurait un coût très important variant entre 5 et 46 euros pour des tensions variant entre 10 et 80 V.

➤ **Evolution de la puissance dissipée en fonction de la concentration en chlorures.**

La figure 16 permet de mettre en évidence l'influence de la concentration en chlorures sur la puissance dissipée par le traitement. La tension a été fixée à 20 V.

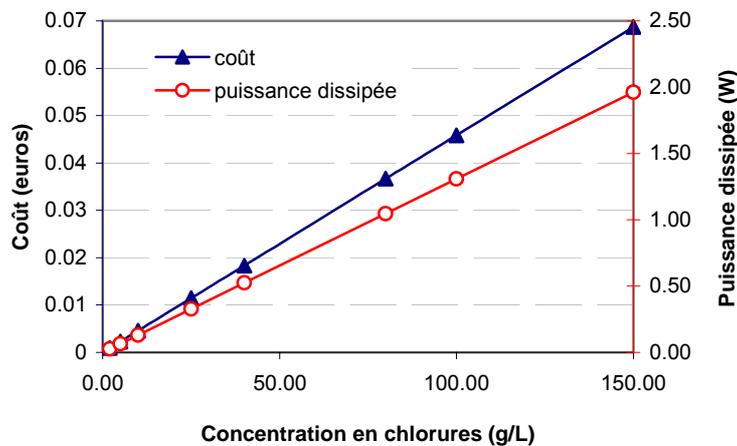


Figure 16 : Evolution du coût et de la puissance dissipée en fonction de la concentration en chlorures (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, tension à 20 V)

Le traitement des fortes concentrations en chlorures entraîne rapidement la dissipation de grandes quantités d'énergie et donc un coût électrique très élevé. En effet, lorsque la concentration en chlorures augmente, la conductivité de la solution est améliorée, ce qui entraîne le passage d'une intensité plus grande et donc plus de perte par effet Joule.

➤ **Evolution du temps de migration des ions et de la puissance en fonction de la distance entre les électrodes**

Afin de juger s'il est possible de réaliser le traitement pour des volumes de cellule plus importants, l'évolution de la durée de migration et de la puissance dissipée a été étudiée en fonction de la distance entre les électrodes. La tension a été fixée à 20 V et la quantité de chlorures à 25 g/L (cf figure 17 et 18).

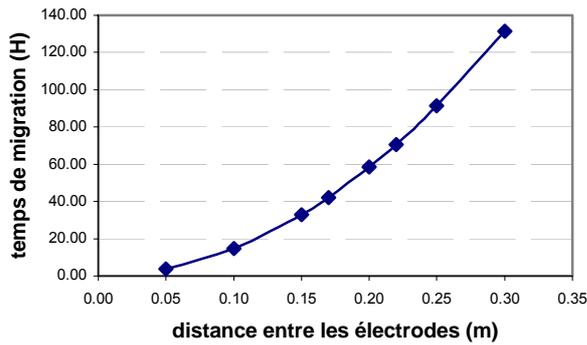


Figure 17 : Evolution du temps de migration des ions en fonction de la distance entre les électrodes

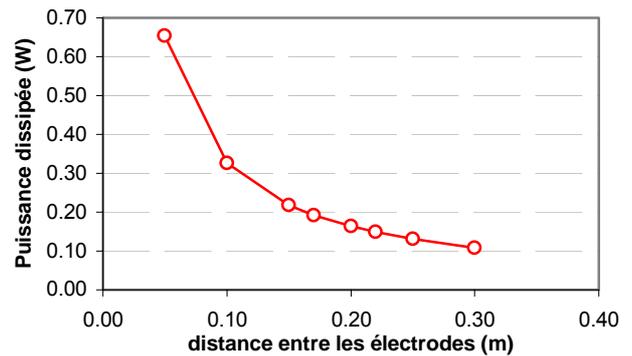


Figure 18 : Evolution de la puissance dissipée en fonction de la distance entre les électrodes

La distance entre les électrodes entraîne une diminution du champ électrique et donc de la vitesse des ions. L'intensité s'en trouve diminuée et donc la puissance dissipée également. Le coût du traitement pour un volume donné reste le même, il est de 0.011 Euros pour le traitement d'un litre.

Conclusion

D'après les calculs réalisés, cette technique a un coût d'environ 2.3 euros par m³ pour dépolluer un résidu contenant 10 g/L de chlorures à une tension de 10 V. Cette déchloruration nécessitait environ 29 jours.

Lorsque la teneur en chlorures augmente, le coût augmente également (5.7 Euros/m³ pour un résidu chargé à 25 g/L de chlorures). Le temps de traitement, lui, reste identique.

La technique ne permettra pas d'éliminer la totalité des chlorures, on peut toutefois espérer, comme dans le cas du béton, diminuer leur concentration de 50 à 65 %.

A l'heure actuelle, de par son coût et sa durée, il est difficile d'envisager l'utilisation de l'électroremédiation pour le traitement des résidus salés de forte siccité.

II.3 Lavage des résidus salés à l'eau [43]

Le lavage consiste à extraire un constituant soluble d'un solide par l'intermédiaire d'un solvant. La méthode utilisée pour l'extraction dépend de la proportion du constituant soluble, de sa distribution dans le solide, de la nature du solide et de la taille des particules.

Quatre facteurs sont déterminants dans le choix du procédé d'extraction :

- Taille des particules : la taille des particules influence le taux d'extraction de plusieurs manières. Plus les particules sont petites, plus l'aire interfaciale entre le liquide et le solide est grande, donc plus le taux de transfert est important. Cependant, les particules très petites risquent de gêner l'écoulement du flux.
- Solvant : le solvant choisi doit être sélectif par rapport au soluté et doit avoir une viscosité faible.
- Température : dans la plupart des cas, la solubilité du constituant à extraire augmente avec la température.
- Agitation : L'agitation du solvant est importante puisqu'elle améliore le transfert de masse.

Les procédés de lavage diffèrent selon la nature des particules de solide, les particules grossières permettent la percolation du solvant alors que les particules fines offrent une grande résistance à la percolation. Les procédés de lavage sont nombreux et nous présenterons ici uniquement quelques types de procédés. Actuellement, le lavage en continu se développe remplaçant progressivement le lavage batch.

a. Procédés de lavage utilisés pour les particules grossières

➤ Lavage en batch

Pour l'extraction de l'huile des graines telles que les graines de soja, un procédé batch de lavage est couramment utilisé (cf figure 19). La cuve cylindrique est divisée en deux parties. La section du haut est rempli du solide et est arrosée par le solvant. Le solvant percole à travers le lit de solide et passe dans le compartiment inférieur où il est chauffé. Ses vapeurs sont ensuite condensées et envoyées dans le circuit de solvant frais.

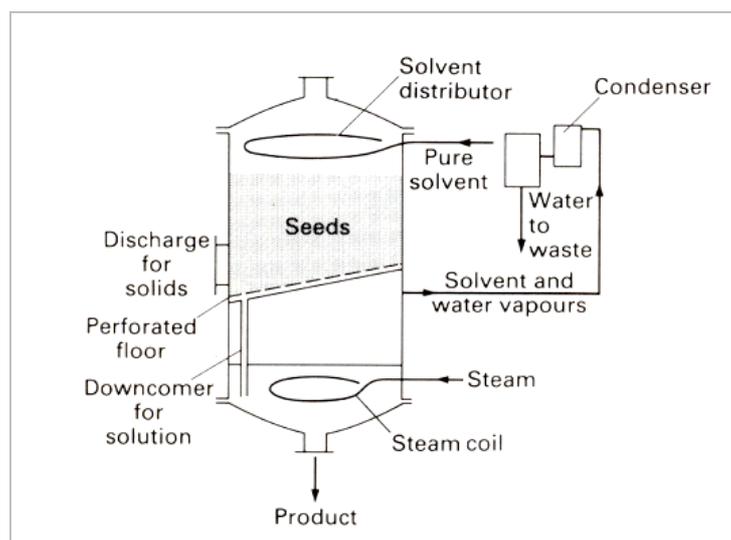


Figure 19 : Procédé batch pour l'extraction de l'huile de graines

➤ Lavage en continu

L'extracteur de Bollman consiste en une série de paniers percés placés sur un élévateur. (cf figure 20). Le solide est placé dans un panier en haut de l'élévateur. Il est ensuite vaporisé de solvants qui percole à travers le solide et passe d'un panier à l'autre. Le lavage est donc réalisé à co-courant dans la partie descendante de l'élévateur et à contre-courant dans la partie ascendante. Le solide est déchargé en fin de tour. Un extracteur typique réalise une rotation en 1 heure et peut contenir en moyenne 350 kg de solide.

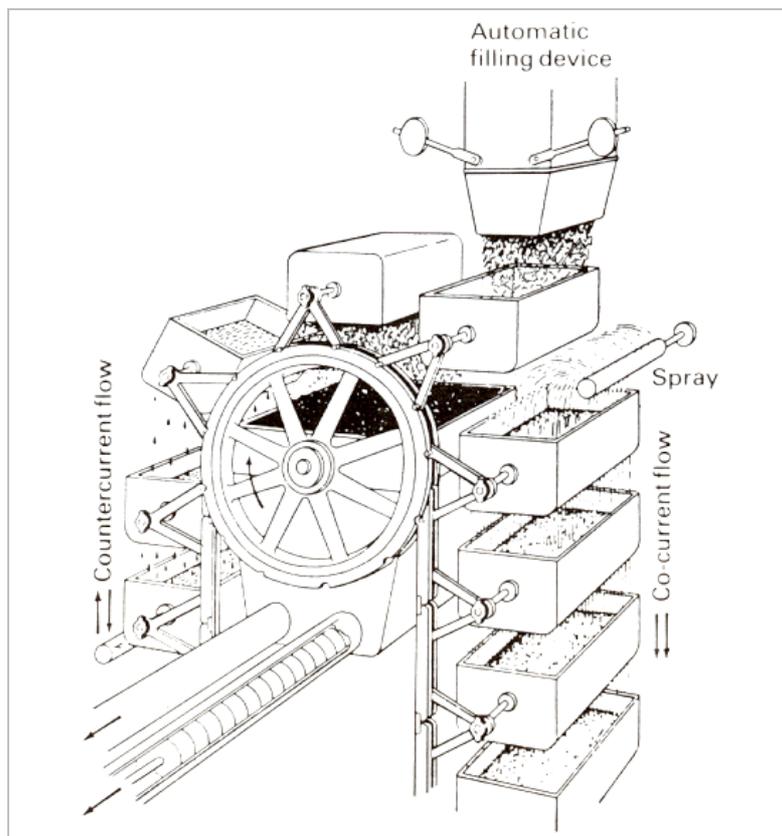


Figure 20 : Extracteur de Bollmann

b. Procédés de lavage utilisés pour les particules fines

Les particules fines ne permettent pas une percolation du solvant à travers le solide, il est donc nécessaire de maintenir les particules en suspension par une agitation. L'agitation peut être réalisée mécaniquement ou par air comprimé. L'agitateur est souvent placé dans un tube central (cf figure 21). La forme de la pale entraîne le liquide du bas vers le haut dans le tube. Le liquide sort donc par le haut du tube et redescend, ce qui assure une circulation permanente. La figure 22 représente un schéma du réacteur de Pachuca qui utilise une

agitation par air comprimé. Il est constitué d'un réacteur cylindrique muni d'un pied conique, alimenté en air comprimé par un tube central. La circulation continue est obtenue par le tube central.

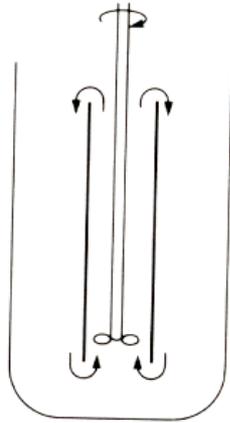


Figure 21 : Réacteur agité mécaniquement

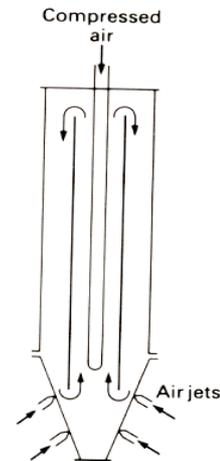


Figure 22 : Réacteur de Pachuca

c. Procédés de lavage utilisés pour l'élimination du sel

La solubilité du chlorure de sodium est de 357 g/L à 20°C. Il est donc envisageable d'éliminer le sel de résidus solides par simple lavage à l'eau. Cette méthode est utilisée :

- pour éviter la détérioration des œuvres culturelles par le chlorure de sodium,
- pour dessaler du sable extrait de la mer pour la fabrication de béton

➤ **Dessalement des œuvres d'art [35]**

Des essais de dessalement ont été réalisés sur des statuettes en terre crue d'Asie Centrale. Ils consistaient dans un premier temps à pré-traiter les pièces par imprégnation d'un produit permettant de limiter leur mouillabilité puis à placer les statuettes en milieu aqueux afin de dissoudre le sel.

Des éprouvettes, de composition proche du matériau original ont été réalisées (26.5 % de silice, 28.5 % de calcite, 18.5 % de feldspath et 26.5 % d'illite) pour tester l'élimination des sels par mouillage. Les éprouvettes ont été immergées pendant 24 h, ce qui a permis d'extraire 90 % des sels.

➤ **Dessalement de sable marin [39, 40]**

Dans un premier brevet, le sable est envoyé vers un tamis vibrant et est lavé par une première eau afin d'éliminer les grains grossiers, les particules étrangères et le sel présent à la surface

des grains. De l'eau est ensuite ajoutée au sable avec un ratio d'environ 0.6 pour 1 et le mélange est chauffé jusqu'au point de vaporisation et est maintenu quelques minutes à cette température. Cette méthode permet de réduire la quantité de sels imprégnés en surface. Le mélange sable, eau chaude est filtré, relavé par une seconde eau de lavage, puis une troisième. Cette technique permet d'atteindre des concentrations en sels de l'ordre de 0.003 %.

Le brevet donne très peu d'indications sur les résultats expérimentaux obtenus par cette méthode (concentration initiale en chlorures, diminution de cette concentration par les étapes successives, quantité d'eau utilisée...)

Un second brevet [40] décrit un procédé de lavage de sable en batch. Le sable est mélangé à de l'eau, ceci est réalisé en pulvérisant l'eau sur le sable. L'eau s'écoule ensuite par gravité puis est pompé hors de l'enceinte. Plusieurs lavages peuvent s'avérer nécessaires pour obtenir la concentration résiduelle en sel souhaitée. Dans ce brevet, les auteurs prévoient de suivre en continu la concentration en sels dans le sable en mesurant à l'aide d'électrodes la résistance du mélange sable/eau.

Des essais ont montré qu'une quantité d'eau correspondant à 25 % du volume de sable permettait d'atteindre des concentrations en chlorures de 0.2 g/kg de sable sec. La concentration en chlorures initiale n'est pas précisée.

Les données récoltées dans les brevets ne permettent pas d'estimer les quantités nécessaires au lavage ni les concentrations en chlorures dans les eaux.

Cette technique entraîne la production d'effluents chargés en sels. Ces effluents salés devront être traités par une des méthodes décrites dans le paragraphe III.

II.4 Applications industrielles

a. Développement de l'électro-osmose pour la déshydratation des boues [17]

Des brevets [67, 68] proposent des procédés d'électro-osmose pour l'élimination de l'eau des boues industrielles ou pour l'élimination des espèces chargées. Ces procédés préconisent de placer la masse de boue à traiter entre une anode et une cathode et de déplacer les sels et l'eau par passage d'un courant entre les deux électrodes.

EDF a travaillé pour l'abattoir de volailles du groupe Bourgoin situé à Guisriff (56) afin de mettre au point un traitement de leur boue. Un prototype de déshydratation appelé Déshydrec (cf figure 23) a été mis en place sur le site en 1992. A l'heure actuelle, ce prototype fonctionne quasiment en continu et permet de réduire 3 à 5 fois le volume des boues produit par l'usine. Ces boues ont une siccité de 25 à 30%. Ce prototype a coûté environ la somme de 280 000 Euros. Le coût élevé est en partie dû à la sophistication du prototype.

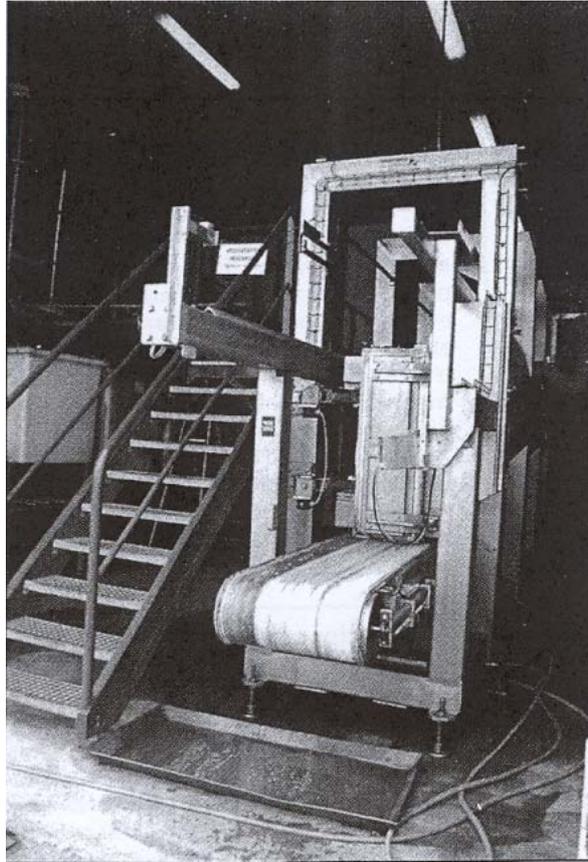


Figure 23 : procédé Deshydrec de déshydratation des boues

Le bilan économique de la technique révèle que le poste le plus lourd est représenté par l'investissement de la machine. Les coûts opératoires sont plus faibles pour ce procédé que pour les matériels classiques.

Avantages :

L'électro-osmose permet en moyenne un gain de 11 points de siccité par rapport aux techniques classiques et ceux pour une consommation énergétique modeste.

Inconvénients

Les bons résultats de l'électro-osmose en terme de siccité ne peuvent être obtenus que moyennant des temps de filtration assez longs. Le procédé a donc une productivité faible, pour le prototype développé par EDF, elle est de 10 à 15 kg MS/m².h. Le coût d'investissement est supérieur à celui des matériels classiques.

EDF travaille également avec Solvay sur le dessalement des boues par électro-osmose. Les informations sur ce procédé sont confidentielles et n'ont pas été publiées. Un contact téléphonique avec M. Pascal Baticle d'EDF nous a permis de récolter quelques informations sur les travaux en cours. Le procédé à l'étude se décompose en deux parties :

- un lavage à l'eau fraîche de la boue,
- une élimination de l'eau par électro-osmose.

Les essais avec ce procédé sont réalisés sur des boues organiques contenant de 20 à 30 g/L de chlorures et sur des boues minérales contenant environ 200 g/L de chlorures. Le pilote fonctionne en batch et a une capacité de 2 m³.

La durée moyenne de traitement d'une boue organique est de 45 min. Un choix judicieux de l'électrode de travail permet d'éviter le dégagement de chlore.

b. Traitement des REFIOM : RESOLEST

RESOLEST est un centre de traitement des REFIOM sodiques d'épuration des fumées situé à Rosières-aux-Salines (54). L'unité est en fonctionnement depuis 1 an. Le centre a été mis en place à l'aide de deux partenaires : le Groupe chimique et pharmaceutique Solvay et SITA filiale propriété sur Groupe SUEZ.

Les capacités de traitement sont de 50 000 t/an. Le centre traite de 8 000 à 10 000 t/an. Le traitement est pour l'heure réservé aux REFIOM issus de l'épuration des fumées par le bicarbonate de sodium qui ont la particularité d'être riches en sels (chlorure de sodium et sulfate de sodium). Il est toutefois possible d'envisager la valorisation d'autres composés à forte concentration en sels. Ces composés devront, avant leur valorisation par le procédé RESOLEST, être testés en laboratoire.

Le procédé de traitement est le suivant (cf figure 24)

- les REFIOM sont mis en solution et soumis à un traitement physico-chimique qui va permettre la précipitation des métaux lourds et la dissolution des sels,
- le mélange passe ensuite par un filtre presse qui sépare la fraction soluble des matières insolubilisées. Les insolubles sont stabilisés par des additifs et envoyés en décharge,
- la saumure (eau concentrée en sel à 250 g/l environ) est ensuite épurée sur un dispositif de traitement d'eau comprenant un décanteur pour extraire le calcium, un filtre à sable pour éliminer les matières en suspension, un filtre à charbon actif pour éliminer les composés organiques et enfin un train de résines échangeuses d'ions afin d'éliminer les traces résiduelles de métaux lourds.

La saumure épurée est alors contrôlée, acheminée par pipe line et valorisée en soude sur le site de Solvay à Dombasle. La saumure épurée entre dans la fabrication du carbonate de soude.

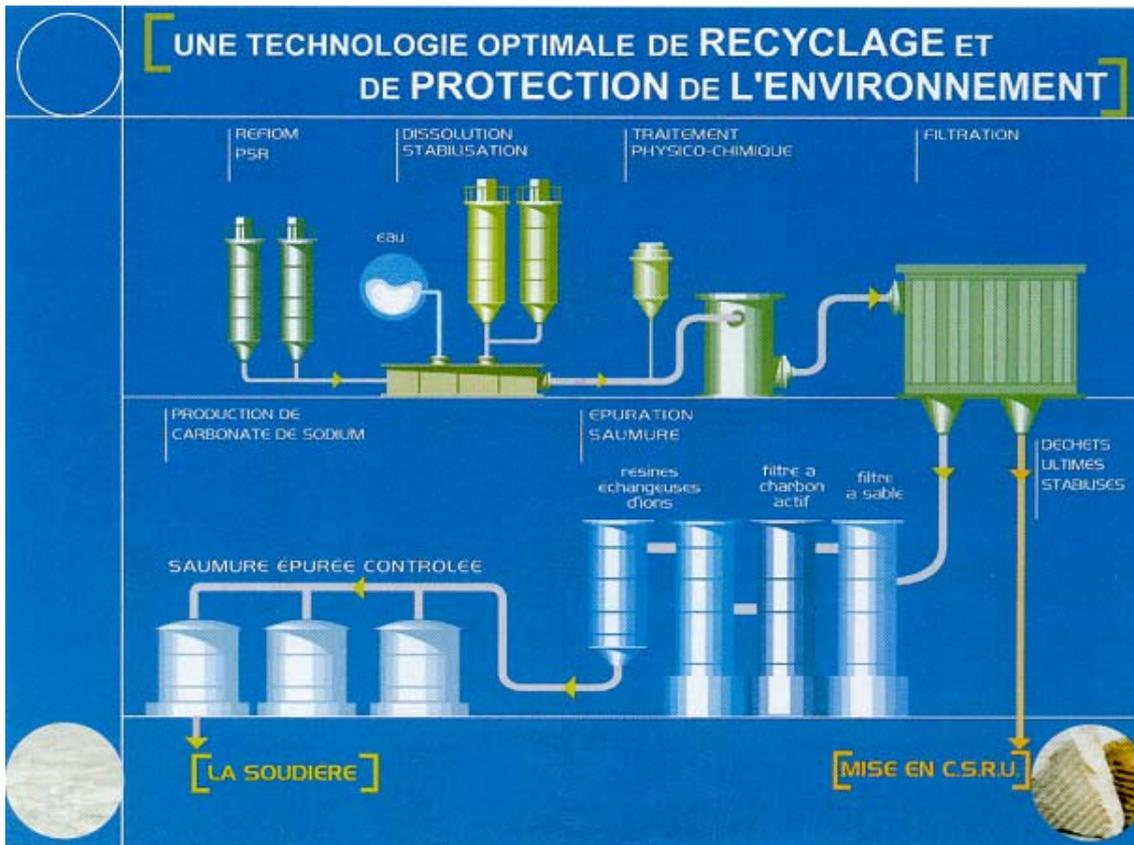


Figure 24 : Schéma du procédé de traitement RESOLEST

L'industriel affirme que le coût de traitement des résidus par ce procédé s'avère compétitif, notamment par rapport à la mise en décharge.

II.5 Conclusion partielle

Le traitement des résidus solides salés peut être réalisé par :

- déshydratation : cette méthode peut être utilisée pour les composés de faible siccité (boue). L'élimination de l'eau devrait permettre de diminuer la concentration en sel. La technique la plus prometteuse semble être l'électro-osmose. En effet, ce procédé permet une déshydratation importante et joue également sur l'élimination des chlorures. La littérature ne permet cependant pas de conclure quant à son effet sur les quantités de sels.
- Electrorémediation : ce procédé peut être utilisé pour les composés de forte siccité. Il consiste à éliminer les ions d'un solide poreux par passage d'un courant. Des calculs ont permis d'évaluer grossièrement le coût d'une telle technique. C'est une technique qui se révèle coûteuse et d'une durée importante.
- Lavage : le lavage à l'eau devrait permettre de dissoudre le chlorure de sodium des solides. Cette technique entraîne un transfert de pollution et les eaux de lavage contenant des chlorures doivent ensuite être traitées.

Industriellement, il existe très peu de solution pour les résidus solides salés. Seuls Resolest et EDF ont développés des techniques pour ce type de déchets.

RESOLEST est un centre de traitement des résidus sodiques d'épuration des fumées. Ce centre permet d'extraire la saumure des REFIOM et de l'envoyer en soudière pour la fabrication du carbonate de soude.

EDF travaille sur un pilote de dessalement des boues. Ce pilote combine le lavage et l'électro-osmose, combinaison de techniques qui semble prometteuse pour le traitement des boues salées.

Devant le peu d'informations fournies par la littérature, la réalisation d'essais expérimentaux est nécessaire afin :

- d'étudier l'évolution de la concentration en sel dans les boues au cours d'une déshydratation,
- de suivre la quantité de sel dans les boues au cours d'une électro-osmose,
- de déterminer les techniques de lavage permettant l'élimination des chlorures et d'en déduire les quantités d'eau nécessaire et la nature des rejets de ce procédé,
- de tester le couplage électro-osmose/lavage

Ces essais devraient permettre de conclure quant à la viabilité des procédés aussi bien d'un point de vue technique qu'économique.

III. METHODES DE TRAITEMENT DES EFFLUENTS LIQUIDES

Cette partie permet de lister l'ensemble des techniques utilisables pour le traitement des effluents liquides salés.

III.1 Techniques classiques utilisées pour le dessalement de l'eau de mer

a. Distillation [4, 42, 24]

➤ **Distillation à simple effet**

Le chauffage est réalisé dans un récipient étanche par la vapeur circulant dans un faisceau tubulaire plongé dans l'effluent. La vapeur formée est condensée sur un autre faisceau tubulaire placé dans la partie haute de l'enceinte. La température d'ébullition de l'effluent est abaissée en réduisant la pression dans l'enceinte (cf figure 25).

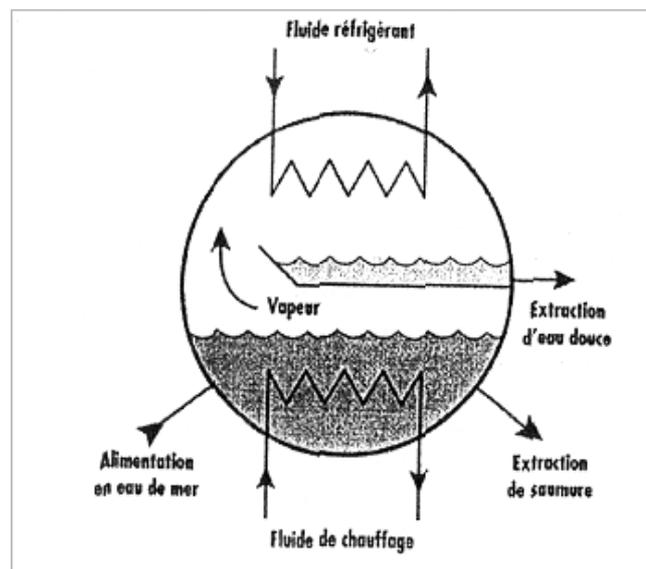


Figure 25 : Schéma d'un évaporateur à simple effet

Consommation d'énergie :

Compte tenu du fait qu'une partie de la chaleur de condensation de la vapeur est utilisée pour préchauffer l'eau de mer, la consommation spécifique d'énergie est égale à :

$$Q = L + k.C_p \Delta t \quad (10)$$

Q = consommation spécifique d'énergie calorifique (kJ/kg)

L = chaleur latente de vaporisation de l'eau (kJ/kg)

K = rapport entre le débit d'appoint d'eau de mer et le débit d'eau douce produite

Δt = différence entre la température de l'eau de mer en ébullition et l'eau de mer à la sortie du condenseur (°C)

C_p = chaleur spécifique à pression constante de l'eau de mer (kJ.kg⁻¹.°C⁻¹)

Pour le traitement d'un effluent chargé à 35 g/L de chlorure de sodium, chauffé en partie par la chaleur de condensation de la vapeur (jusqu'à 70°C) et de flux égal à 2 fois le débit d'eau douce produite, la consommation spécifique d'énergie est de l'ordre de **2 500 kJ/kg** d'eau douce produite.

La consommation énergétique d'un tel appareil est élevée. Il est donc utilisable uniquement si on dispose d'une source d'énergie peu coûteuse, ce qui est parfois le cas à bord des bateaux où la simplicité est recherchée avant tout.

b. Distillation à effets multiples

La chaleur libérée par la condensation de la vapeur produite dans une première chambre d'évaporation est récupérée et réutilisée pour faire fonctionner le faisceau de chauffe d'une seconde chambre à pression et température plus faibles et ainsi de suite (cf figure 26). Ce procédé permet de réduire les dépenses énergétiques.

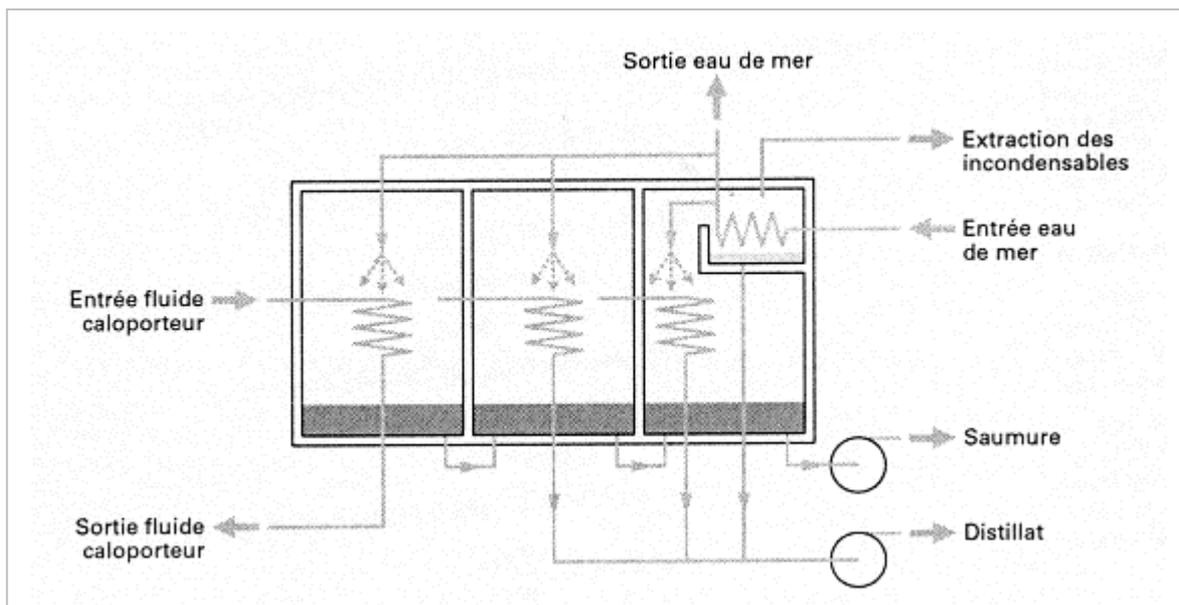


Figure 26 : Schéma d'un évaporateur à multiples effets.

Consommation d'énergie :

La chaleur à fournir à une unité de distillation à multiples effets est uniquement celle qui est nécessaire pour réchauffer l'appoint d'eau de mer dans le premier effet et pour vaporiser la production de ce seul effet.

Si les productions des n effets sont identiques, la consommation spécifique de chaleur est, en négligeant les pertes et certains effets secondaires :

$$Q = \frac{L}{n} + k.C_p.\Delta t \quad (11)$$

avec :

Q = consommation spécifique d'énergie calorifique (kJ/kg)

L = chaleur latente de vaporisation de l'eau (kJ/kg)

N : nombre d'effets de l'installation,

K = rapport entre le débit d'appoint d'eau de mer et le débit d'eau douce produite

Δt = différence entre la température de l'eau de mer en ébullition et l'eau de mer à la sortie du condenseur (°C)

C_p = chaleur spécifique à pression constante de l'eau de mer ($\text{kJ.kg}^{-1}.\text{°C}^{-1}$)

Pour le traitement d'un effluent chargé à 35 g/L de chlorure de sodium, de flux égal à 2 fois le débit d'eau douce produite, traité par une unité à 7 effets et fonctionnant avec une différence de température de 6 °C, la consommation spécifique d'énergie est de l'ordre de **375 kJ/kg** d'eau douce produite.

Il existe plusieurs variantes d'évaporateurs multiples effets. Les plus efficaces, à l'heure actuelle, sont les évaporateurs à tubes horizontaux arrosés. Ces évaporateurs sont constitués essentiellement de faisceaux tubulaires horizontaux chauffés intérieurement par de la vapeur et arrosés extérieurement par l'eau de mer (cf figure 27).

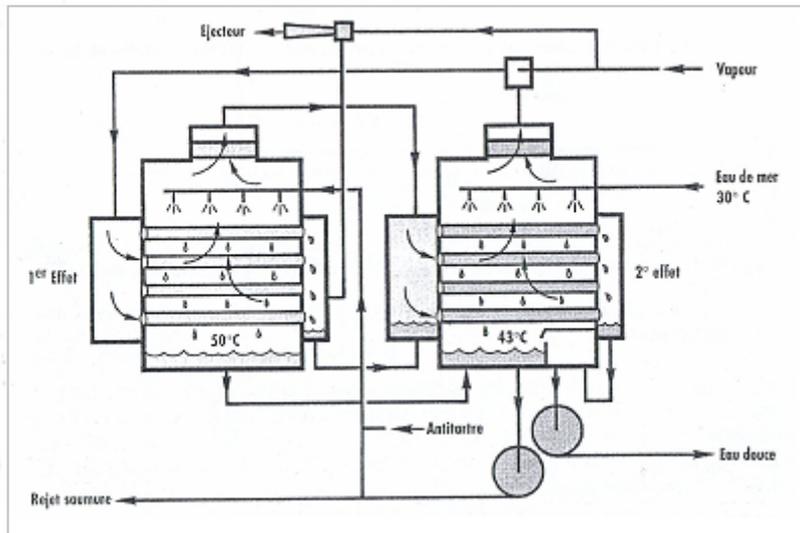


Figure 27 : Schéma de fonctionnement d'un évaporateur à tubes horizontaux arrosés.

La combinaison d'une surface d'échange de chaleur peu coûteuse avec un taux de performance élevé à basse température rend ce procédé particulièrement intéressant.

c. Distillation multflash, ou distillation par détonées successives

Ce procédé s'est tout particulièrement développé à partir de 1960 par suite des difficultés dues à l'entartrage

L'effluent à traiter est chauffé dans une enceinte étanche où la pression est maintenue élevée. Il est ensuite introduit dans une chambre de distillation dans laquelle la pression est réduite. Il se produit alors une vaporisation instantanée par effet de détente, le système cherchant à rétablir l'équilibre (cf figure 28).

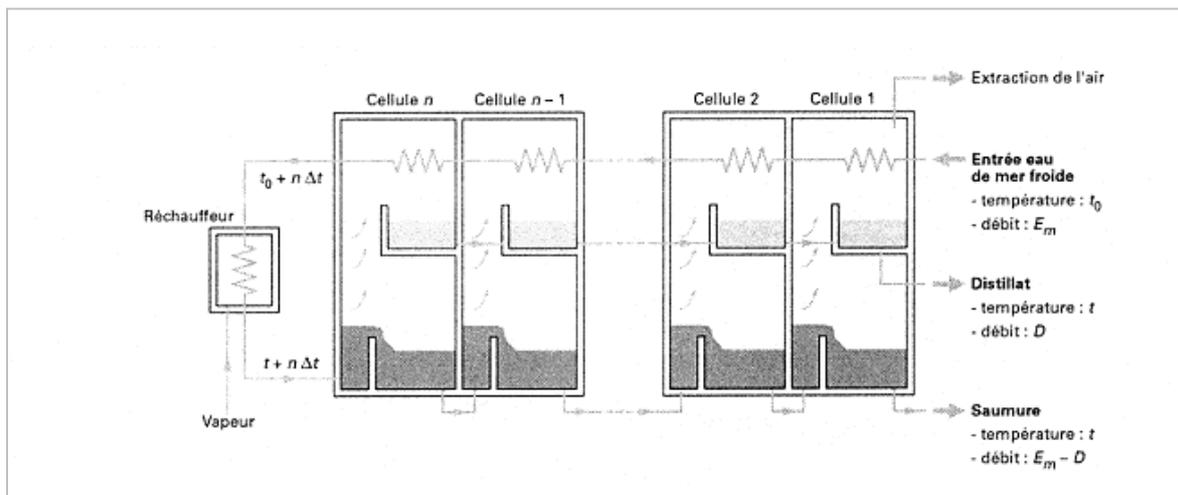


Figure 28 : Schéma d'un procédé de distillation flash

d. Distillation par compression vapeur

L'effluent salé est porté à ébullition dans une enceinte thermiquement isolée. La vapeur produite est aspirée par un compresseur qui élève sa température de saturation. Cette vapeur traverse ensuite un faisceau tubulaire placé à la base de l'enceinte et se condense en provoquant l'ébullition de l'eau salée (cf figure 29).

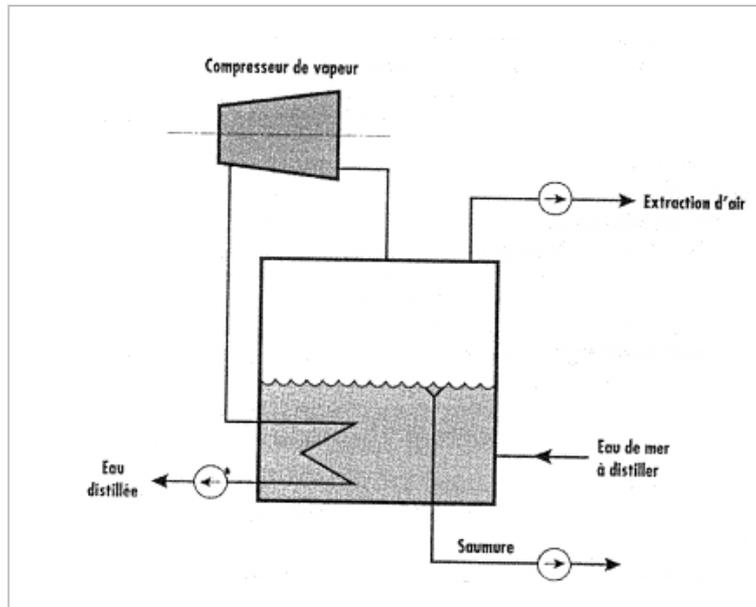


Figure 29 : Schéma d'un procédé d'évaporation par compression de vapeur

La compression de vapeur peut être obtenue :

- soit par des éjecteurs à vapeur. Ce procédé est employé pour de petites installations (20 à 1 500 m³/j). La consommation électrique est alors en moyenne de 420 kJ/kg d'eau produite.
- soit par des machines rotatives axiales ou centrifuges. Ce procédé est employé pour de grandes installations (jusqu'à 5 000 m³/j). Il est limité actuellement par des difficultés technologiques rencontrées dans la construction de gros compresseurs.

Conclusion sur la distillation

Depuis les années 90, le procédé multiples effets à tubes horizontaux arrosés s'impose pour le dessalement de l'eau de mer. Il est en effet aussi fiable qu'un procédé flash mais son coût d'investissement et de fonctionnement est plus faible.

Les avantages de la distillation sont que les performances et les coûts sont quasiment indépendants de la salinité de l'effluent à traiter. De plus, l'effluent ne nécessite pas un prétraitement coûteux (uniquement une simple filtration) et la salinité de l'eau produite est très faible (de 5 à 30 mg/L).

Cependant les procédés de distillation restent des procédés coûteux en énergie qui présentent un intérêt principalement pour les pays chauds où l'énergie utilisée provient du soleil.

e. Techniques membranaires

➤ Electrodialyse [4, 15]

Ce procédé consiste à éliminer les sels dissous dans l'eau saumâtre par migration à travers des membranes sélectives sous l'action d'un champ électrique. On fait circuler dans une cellule d'électrolyse une solution saline : les cations se dirigent vers la cathode et les anions vers l'anode. En intercalant entre les électrodes des membranes perméables respectivement aux anions et aux cations, les ions vont se concentrer et se recombinaer dans certains compartiments où la solution s'enrichira en sels, alors que dans les autres, la salinité diminuera (cf figure 30).

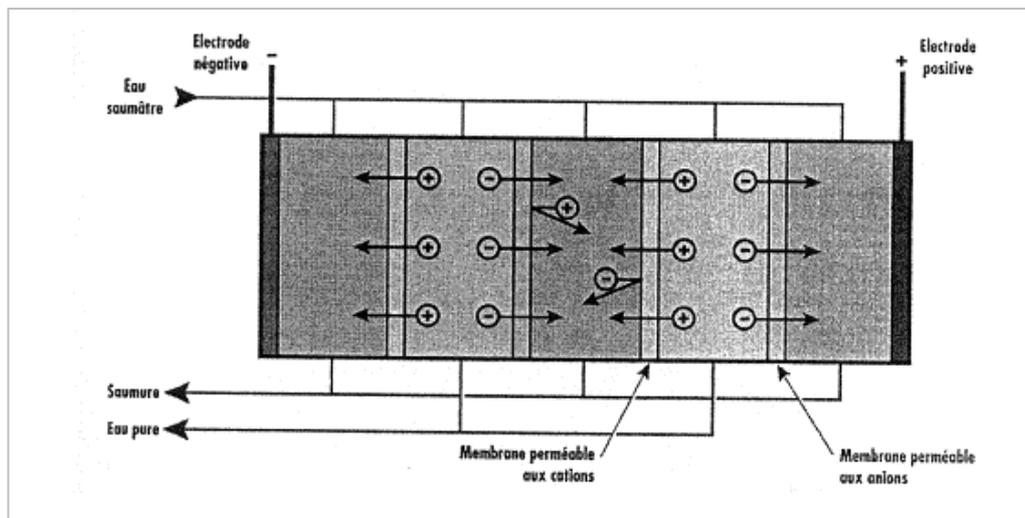


Figure 30 : Schéma de principe de l'électrodialyse

Consommation énergétique :

Pour un module d'électrodialyse comportant un nombre élevé de cellules unitaires (>100), on peut négliger les pertes d'énergie aux électrodes et ne considérer que l'effet Joule.

$$W_{el} = U\Delta N / (37.3\eta)$$

La consommation d'énergie est donc directement proportionnelle à la quantité de sel à éliminer.

Soit, dans le cas d'une eau saumâtre à 3.5 g/l que l'on veut dessaler jusqu'à 0.5 g/l. Pour une différence de potentiel de 1.2 V et un rendement de Faraday de 0.8, la consommation énergétique est de 2 kWh/m³.

Le domaine d'utilisation de l'électrodialyse est relativement restreint puisqu'il est utilisé pour des effluents de concentration comprise entre 1 et 2.5 g/L.

➤ **Osmose inverse [4, 15]**

L'osmose inverse est une technique séparative consistant à extraire l'eau d'une solution généralement salée, en la faisant circuler en amont d'une membrane adéquate sous une pression suffisante pour inverser le flux osmotique (cf figure 31).

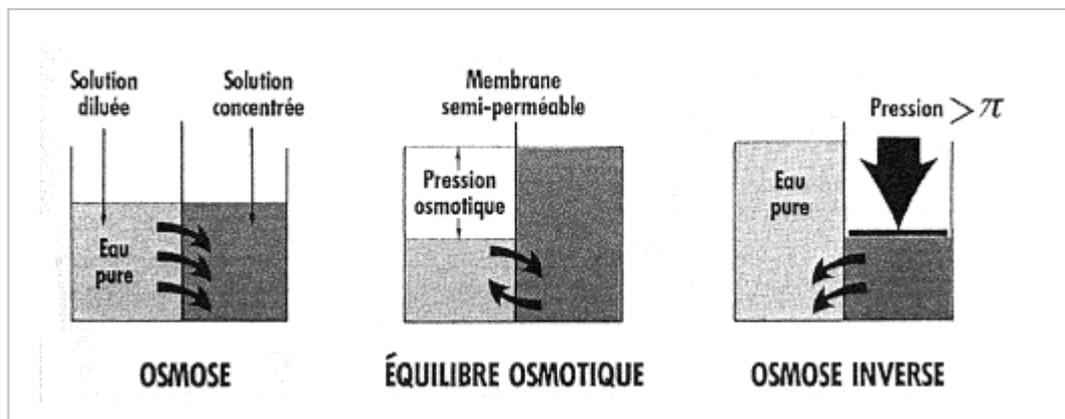


Figure 31 : Schéma de principe du procédé d'osmose inverse

Dans le cas de l'osmose inverse, les transferts de solvant et de soluté au travers d'une membrane semi-perméable se font par solubilisation-diffusion : toutes les espèces moléculaires (soluté et solvant) se dissolvent dans la membrane et diffusent à l'intérieur de celle-ci comme à travers d'un solide ou d'un liquide sous l'action d'un gradient de concentration et de pression.

La sélectivité d'une membrane d'osmose inverse, pour un composé donnée, est d'autant plus importante que ce composé est solvaté c'est-à-dire que son énergie d'hydratation est élevée. Le taux de rejet des ions bivalents est donc supérieur à celui des ions monovalents.

Le débit de perméat à travers une membrane d'osmose inverse augmente avec la température.

L'osmose inverse est aujourd'hui la principale rivale de la distillation pour le dessalement de l'eau de mer. Elle présente par rapport à la distillation les avantages suivants :

- une faible consommation d'énergie,
- un investissement de base plus faible,
- une gamme de capacité très étendue, allant de quelques litres par jour à plus de 120 000 m³/jour.

Cependant l'osmose inverse présente aussi quelques inconvénients :

- les membranes sont sensibles au colmatage,

- une salinité supérieure à 45 g/L entraîne une augmentation non négligeable des coûts.

III.2 Autres procédés de dessalement

a. Procédés membranaires

➤ Nanofiltration

La nanofiltration est une technique qui s'est développée au cours des dernières années. Elle se situe par ses mécanismes de séparation entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse et met en œuvre des membranes semi-perméables présentant un seuil de coupure de l'ordre du nanomètre.

Cette technique permet d'éliminer d'un effluent les petites molécules organiques (masse molaire inférieure à 200 g/mol) et les ions monovalents.

➤ Membranes liquides [18]

Le mécanisme de dessalement utilisé par le procédé à double membrane liquide est représenté figure 32. Le procédé fonctionne avec deux membranes, l'une permettant l'échange de cations et l'autre d'anions. Les cations et les anions présents dans l'effluent traversent les membranes et sont concentrés dans les compartiments 'strip' 1 et 'strip' 2 respectivement. Les espèces non chargées restent dans le compartiment 'alimentation'.

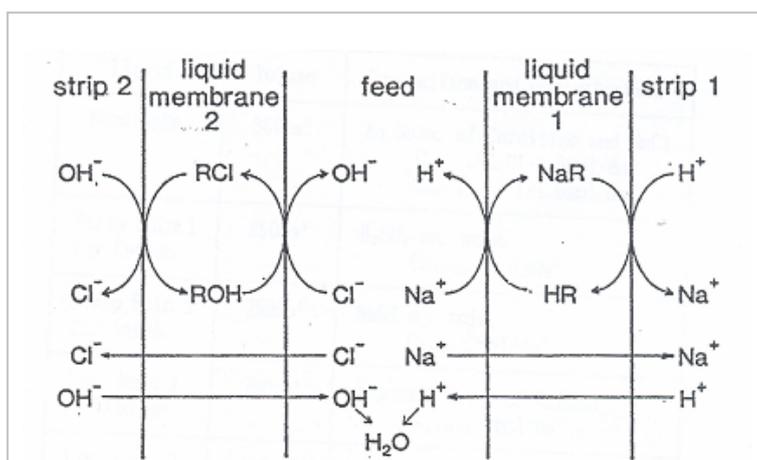


Figure 32 : Mécanisme de séparation par membranes liquides

Des essais ont été réalisés pour le dessalement de carnitine (vitamine) par ce procédé. Les essais ont permis l'abattement de 80 % de la concentration initiale en NaCl (5.8 g/L) en 30 heures. Pour un effluent fortement chargé en carnitine (0,5 mol/L) et en sels (58.5 g/L), la diminution de moitié de la concentration en sels a nécessité 200 heures.

La diminution de la concentration en chlorure de sodium a été possible par cette technique, cependant, c'est une technique très consommatrice de temps.

➤ **Electrolyse par le procédé à membrane chlore-soude**

Une cellule d'électrolyse contenant du chlorure de sodium en solution saturée est traversée par un courant continu. Les compartiments de l'anode et de la cathode sont séparés par une membrane (le procédé est également réalisé avec un diaphragme filtrant ou une cathode à mercure mobile). Il se forme du chlore gazeux à l'anode ainsi que du dihydrogène et de la soude à la cathode (cf figure 33). Ces sous-produits sont valorisés dans l'industrie chimique.

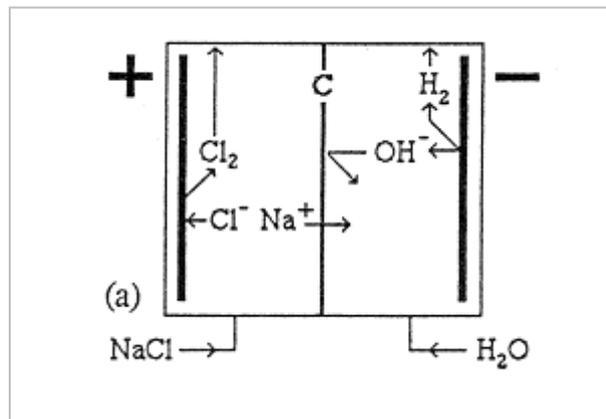


Figure 33 : Schéma de principe du procédé à membrane chlore-soude

➤ **Thermo-osmose [4]**

Le procédé se compose d'un échangeur de chaleur à contre-courant, et de gauche à droite une membrane perméable à la vapeur d'eau et imperméable aux sels, une couche d'air en communication avec l'atmosphère et une membrane de condensation imperméable à la vapeur d'eau et aux sels (cf figure 34).

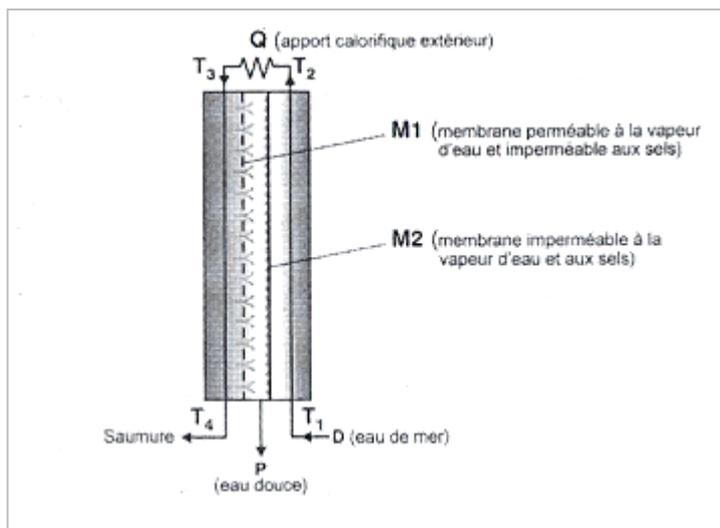


Figure 34 : Procédé de dessalement par thermo-osmose.

L'effluent salé est admis à la température T_1 dans l'échangeur à contre-courant. Il s'y réchauffe de T_1 à T_2 par la récupération des calories provenant de la condensation de l'eau douce dans le compartiment voisin. Dans la section de réchauffage, un apport calorifique extérieur porte la température du liquide de T_3 à T_4 et l'eau chaude s'évapore à la surface de la membrane perméable à la vapeur d'eau. Elle diffuse dans l'intervalle d'air et se condense le long de la paroi froide.

Ce procédé est, à l'heure actuel, à l'étude.

➤ Piézodialyse

Le procédé de dessalement par piézodialyse consiste à faire migrer les sels dissous d'un effluent salin à travers une membrane spéciale sous l'action d'un gradient de pression (cf figure 35).

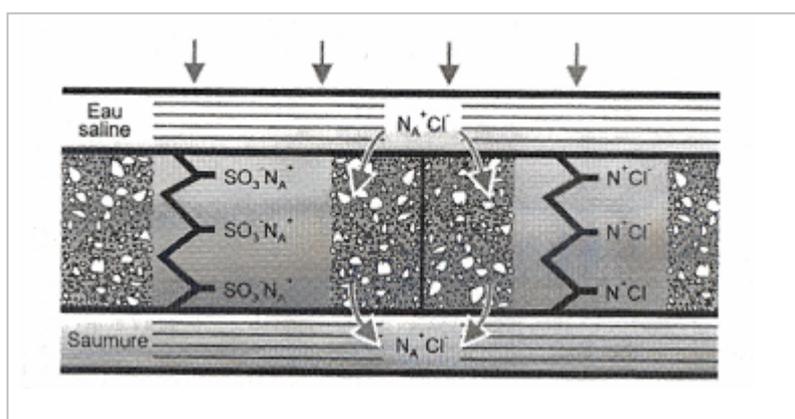


Figure 35 : Principe de fonctionnement de la piézodialyse

Les membranes utilisées appelées membranes ‘mosaïques’ sont constituées par une juxtaposition de sites échangeurs d’anions et de cations qui permettent la diffusion des électrolytes. Ces sites doivent passer d’une face à l’autre de la membrane. Les pressions mises en œuvre sont relativement élevées de l’ordre de 100 bars.

Jusqu’à présent les performances obtenues ont été relativement faibles et le procédé n’a pas dépassé le stade du laboratoire.

b. Congélation [4, 8]

La solubilité des sels en solution s’abaisse avec la température et tend à devenir nulle dans la glace. Ainsi la congélation permet de séparer l’eau pure des sels dissous.

Pour une eau fortement salée (comme l’eau de mer) les cristaux de glaces constitués d’eau douce se forment à -2°C . En abaissant la température, la production de glace augmente. Cependant, à partir de -9°C , le sulfate de sodium décahydraté commence à précipiter. Il est donc préférable de ne pas descendre en dessous de cette température.

Le dessalement par congélation nécessite trois étapes :

- congélation partielle de l’eau de mer,
- séparation des cristaux de glace pure de la saumure,
- fusion des cristaux de glace.

➤ **Congélation directe sous vide**

L’effluent salé est au préalable refroidi dans un échangeur où circule l’eau douce produite et la saumure, puis il est introduit dans une chambre de congélation où règne un vide poussé (3 mm de mercure environ), créé par un compresseur à vapeur. L’eau salée qui pénètre au sommet de cette chambre à vide est pulvérisée en gouttelettes. Une partie de l’eau est évaporée et une partie est transformée en nuage de petits cristaux de glace et de gouttelettes de saumure qui sont ensuite introduits dans un appareil de séparation avec lavage des cristaux par une très faible fraction de l’eau douce produite. La fusion de la glace est obtenue à l’aide de la vapeur d’eau comprimée sortant du compresseur qui crée le vide dans la chambre de congélation. Cette vapeur se condense et se retrouve récupérée comme eau pure. Dans ce procédé, l’eau douce obtenue est constituée par 88 % environ de glace fondue et 12 % environ d’eau distillée.

Les principales difficultés de ce procédé sont

- la salinité de l’eau douce produite qui peut être relativement élevée, du fait d’inclusions d’eau de mer dans les cristaux de glace ou du fait de l’entraînement de saumure résiduelle.

- la prise en masse des cristaux de glace dans les tuyauteries.

➤ **Congélation par fluide caloporteur intermédiaire**

Un fluide caloporteur est mélangé à l'eau de mer, de façon à fonctionner à une pression proche de 1 bar. Le principe de fonctionnement reste ensuite identique.

Ce procédé présente l'avantage d'induire une consommation énergétique réduite (7 à 8 kWh/m³) et des problèmes de corrosion réduits.

c. Procédés d'oxydation en conditions supercritiques [73]

Les procédés d'oxydation en conditions supercritiques permettent de traiter les déchets aqueux contenant des produits organiques. Ils utilisent les température et pression de l'eau au dessus de son point critique (374°C et 22.1 MPa) pour transformer les molécules organiques en composés simples du type CO₂, H₂O et autres composés inoffensifs. L'eau supercritique permet de dissoudre les gaz et les substances organiques tandis que les sels inorganiques sont totalement insolubles.

Cette technique est donc envisageable pour le traitement des effluents salés. En effet, la solubilité du chlorure de sodium qui est de 357 g/L à 20°C chute à 150 ppm à 550°C. Il est donc possible par cette technique d'extraire d'un effluent aqueux le sel sous forme solide.

Le principal inconvénient de ce procédé est son coût de fonctionnement, en effet, le coût de traitement d'un mètre cube d'effluent contenant 10% d'organique s'élève à environ 50 Euros.

d. Résines échangeuses d'ions [24]

La déminéralisation par échange d'ions consiste à remplacer tous les cations contenus dans la solution saline par des ions hydrogènes H⁺ et tous les anions par des ions hydroxydes OH⁻. Les échangeurs d'ions ne servent donc que d'intermédiaire. La déminéralisation est réalisée par la régénération par un acide et une base.

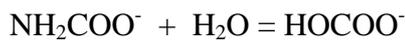
Dès que la salinité de l'eau devient élevée, le prix du dessalement par échange d'ions devient prohibitif.

e. Réaction chimique [2]

Cette méthode est utilisée pour les très fortes concentrations en sel (140 à 200 g/L). Le procédé consiste en une série de réaction chimique faite à partir de chlorure de sodium et qui conduisent à des produits valorisables.

Ce procédé permet de recycler la saumure issue du dessalement de l'eau de mer. A l'heure actuelle, cette saumure et dans la majeure partie des cas rejetée à la mer.

Les réactions mises en jeu sont les suivantes :

Réaction 1 :**Réaction 2 :****Réaction 3 :****f. Dessalement d'eau de source géothermique [3, 41]**

La récupération de l'énergie des sources géothermales est souvent limitée aux eaux peu chargées en sel, du fait des problèmes d'entartrage et de corrosion des procédés.

Des essais ont été réalisés pour réduire la concentration de ces eaux en chlorure de sodium. Pour cela, le dessalement a été réalisé par précipitation du chlorure de sodium sous forme de sodalite ($\text{Na}_4\text{Al}_3(\text{SiO}_4)_3\text{Cl}$). Ces essais ont été réalisés sur des eaux à 240°C sous pression et pour des concentrations de NaCl comprises entre 50 et 170 g/L. La précipitation nécessite la présence de NaOH à une concentration de l'ordre de 80 g/L et un apport initial de solide de ratio Si/Al le plus proche de 1 possible (ajout de cendre volante...). Les résultats des essais montrent que dans le cas le plus favorable (mélange stoechiométrique de Al et Si, concentration de NaOH de 160 g/L, temps de réaction de 20 h, température à 240°C) la précipitation sous forme de sodalite permet de passer d'une concentration de 170 g/L à une concentration de 120 g/L.

Ce procédé original n'est applicable que pour des effluents très particuliers à haute température et haute pression. De plus, il ne permet de réduire que de 20 % la concentration en chlorure de sodium en une durée très longue (environ 20 h)

Pour le cas des effluents salés issus de l'industrie, il ne présente donc que peu d'intérêt.

III.3 Conclusion partielle

Le tableau 8 résume les principales caractéristiques des techniques utilisables pour le dessalement des effluents chargés en sel.

L'investissement spécifique (dollars par m³/ jour de capacité installée) correspond au coût de l'usine et au frais de propriétaire (études préliminaires, achat du terrain, prise d'eau de mer, tuyauterie...).

Technique	Niveau de développement	Avantages	Inconvénients	Coûts
Distillation	*Industriel *Développement important du procédé multiple effet à tubes arrosés	*coût indépendant de la salinité de l'effluent *pas de prétraitement coûteux *salinité résiduelle très faible (5 à 30 mg/L)	Dépense énergétique	Investissement* : De 1100 à 2500 \$ US par m ³ /j Fonctionnement : Env 1.5 \$/m ³
Electrodialyse	Industriel	* intéressante uniquement pour les eaux saumâtres	*Risque de colmatage irréversible par les matières organiques *Fonctionne uniquement pour les salinités faibles (1 à 2.5 g/L) * Salinité finale > 300 mg/L	Investissement (pour effluent peu chargé) : Env. 400 \$ US par m ³ /j Fonctionnement : De 0.25 à 1.5 \$/m ³ pour des salinités entre 1 et 7 g/L de chlorures
Osmose inverse	* Industriel * Procédé rival de la distillation pour le dessalement de l'eau de mer	* faible consommation énergétique * gamme de capacité large	* sensible au colmatage * Fonctionne uniquement pour les salinités < 45 g/L.	Investissement* : De 1000 à 2000 \$ US par m ³ /j Fonctionnement : De 0.4 à 0.7 \$/m ³ pour des salinités entre 1 et 7 g/L de chlorures
Nanofiltration	En développement pour le dessalement	Réduction de la pression à appliquer et donc de l'énergie à fournir par rapport à l'osmose inverse	sensible au colmatage	
Congélation	Peu utilisé pour le dessalement		* dépense énergétique importante * salinité résiduelle grande * prise en masse de cristaux de glace dans les tuyauteries	élevé

* : ce coût correspond au traitement de l'eau de mer (charge en sels : environ de 35 g/L de chlorures)

Tableau 8 : comparatif des différentes techniques de dessalement des effluents liquides

CONCLUSION

Cette étude sur le traitement des rejets salés s'est concentrée sur les chlorures et même plus particulièrement sur les chlorures sous forme de chlorure de sodium. Les chlorures sont en effet, avec environ 4 680 000 tonnes produites par an, de loin le sel le plus rejeté dans l'environnement.

Les chlorures n'ont pas un impact direct sur les écosystèmes, organismes, bien et matériel, mais ils agissent par le biais du déplacement des équilibres physiologiques et physico-chimiques régissant la stabilité des milieux, ce qui se traduit par le stress osmotique, la mobilisation de substances polluantes, la destruction des sols et la corrosion par effet galvanique.

La majeure partie des rejets chlorurés se situe au Nord-est de la France qui concentre l'essentiel des industries extractives de sel et des industries de chimie minérale associées et qui, de plus, est une des régions où les hivers sont les plus rigoureux.

Les principales sources de rejets chlorurés sont :

- les effluents industriels (3 275 600 tonnes par an), la majeure partie provenant des industries de la potasse et de la fabrication du carbonate de soude. La fermeture des Mines de Potasse d'Alsace va permettre de diminuer la quantité de ces rejets.
- l'utilisation de sel sur les routes (de 400 000 à 1 000 000 de tonnes de sel épandu chaque année), les quantités de sels utilisés varient de manière très importante selon la rigueur de l'hiver.
- les eaux usées domestiques (710 000 tonnes par an)

Ces rejets ont des concentrations très variées qui peuvent atteindre 200 g/L.

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de réglementation nationale sur les taux de rejets en chlorures. Seuls les gros producteurs font l'objet d'arrêtés préfectoraux. Les entreprises du bassin du Rhin doivent également suivre la convention de Bonn (1976) destinée à protéger le Rhin des excès de rejets en sel.

Une enquête menée auprès des industriels producteurs de rejets salés a permis de déterminer le devenir de ses effluents. Ils sont :

- soit envoyés vers une station d'épuration urbaine, lorsqu'ils sont en quantité assez faible. Ils subissent alors une dilution avec les effluents ménagers et ne semblent pas poser de problème au niveau des stations.
- soit épurés de leurs métaux lourds et de leur pollution organique puis rejetés, dans la plupart des cas, à la rivière, les normes imposées à l'industriel semblant alors s'adapter aux quantités rejetées.

Peu d'industriels sont à l'heure actuelle sensibilisés au problème des rejets de chlorures. Les teneurs en sels des boues produites ne sont que rarement mesurées. Les données récoltées sur la production de boues salées ne permettent donc pas de réaliser un bilan réaliste de la situation.

Du point de vu des résidus solides salés, la quantification est difficile :

- pour les REFIOM, les quantités produites par l'incinération des ordures ménagères sont de l'ordre de 300 000 à 600 000 tonnes par an. Ils contiennent des concentrations en chlorures aux environs de 18 g/kg MS.
- Pour les boues, la présence de sel n'est que rarement mesuré, il ne nous a pas été possible, ni par la littérature, ni par une enquête auprès des industriels rejetant des chlorures, d'établir un bilan réaliste des quantités de boues salées produites et de leur composition.

D'une manière générale, une sensibilisation au problème des rejets salés commence seulement à naître chez les industriels.

Le traitement des résidus solides salés peut être réalisé par :

- déshydratation : cette méthode peut être utilisée pour les composés de faible siccité (boue). L'élimination de l'eau devrait permettre de diminuer la concentration en sel. La technique la plus prometteuse semble être l'électro-osmose. En effet, ce procédé permet une déshydratation importante et joue également sur l'élimination des chlorures. La littérature ne permet cependant pas de conclure quant à son effet sur les quantités de sels.
- Electroremédiation : ce procédé peut être utilisé pour les solides à forte siccité, il consiste à extraire les polluants d'une matrice poreuse par la création d'une différence de potentiel entre deux électrodes. Cette méthode est appliquée pour l'élimination des métaux des sols et pour le dessalement des bétons. Les calculs réalisés pour le dessalement de résidus salés par cette méthode montrent qu'elle nécessite un temps très long et qu'elle est très consommatrice d'énergie,
- Lavage : cette technique permet d'éliminer les chlorures par des lavages successifs à l'eau. Elle est utilisée pour le dessalement des œuvres d'art et des sables extraits du milieu marin.

Industriellement, il existe très peu de solution pour les résidus solides salés. Seuls Resolest et EDF ont développés des techniques pour ce type de déchets.

RESOLEST est un centre de traitement des résidus sodiques d'épuration des fumées. Ce centre permet d'extraire la saumure des REFIOM et de l'envoyer en soudière pour la fabrication du carbonate de soude.

EDF travaille sur un pilote de dessalement des boues. Ce pilote combine le lavage et l'électro-osmose, combinaison de techniques qui semble prometteuse pour le traitement des boues salées.

Devant le peu d'informations fournies par la littérature, la réalisation d'essais expérimentaux est nécessaire afin :

- d'étudier l'évolution de la concentration en sel dans les boues au cours d'une déshydratation,
- de suivre la quantité de sel dans les boues au cours d'une électro-osmose,
- de déterminer les techniques de lavage permettant l'élimination des chlorures et d'en déduire les quantités d'eau nécessaire et la nature des rejets de ce procédé,
- de tester le couplage électro-osmose/lavage

Ces essais devraient permettre de conclure quant à la viabilité des procédés aussi bien d'un point de vue technique qu'économique.

Les techniques de dessalement des effluents salés sont plus nombreuses. En effet, le besoin de dessaler l'eau de mer a permis de développer un grand nombre de procédés.

Industriellement, les techniques utilisées pour le dessalement de l'eau de mer ou des eaux saumâtres sont la distillation, l'osmose inverse et l'électrodialyse et plus rarement la congélation. D'autres procédés sont à l'étude pour le dessalement, il s'agit de procédés membranaires tel que la nanofiltration, les membranes liquides, l'électrolyse par procédé à membranes, la thermo-osmose et la piezodialyse, ou encore, de procédés utilisant l'oxydation humide en conditions supercritiques, des réactions chimiques ou la précipitation.

Les figures 36 et 37 résument les schémas de traitement envisageables pour le traitement d'une boue biologique salée en mettant en évidence les points où des essais expérimentaux sont nécessaires pour conclure sur la validité des techniques.

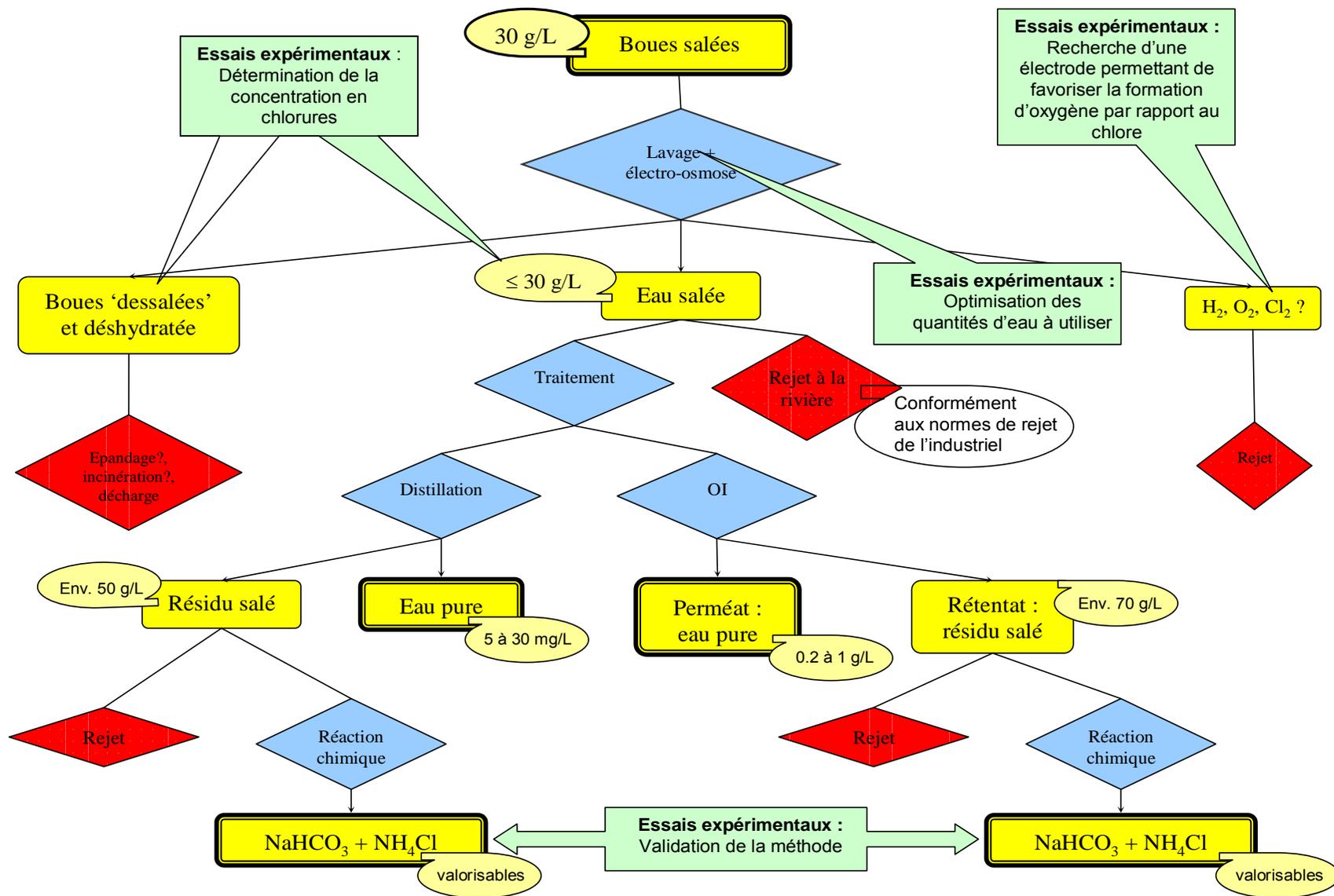


Figure 36 : Schéma de traitement d'une boue biologique salée par lavage et électro-osmose

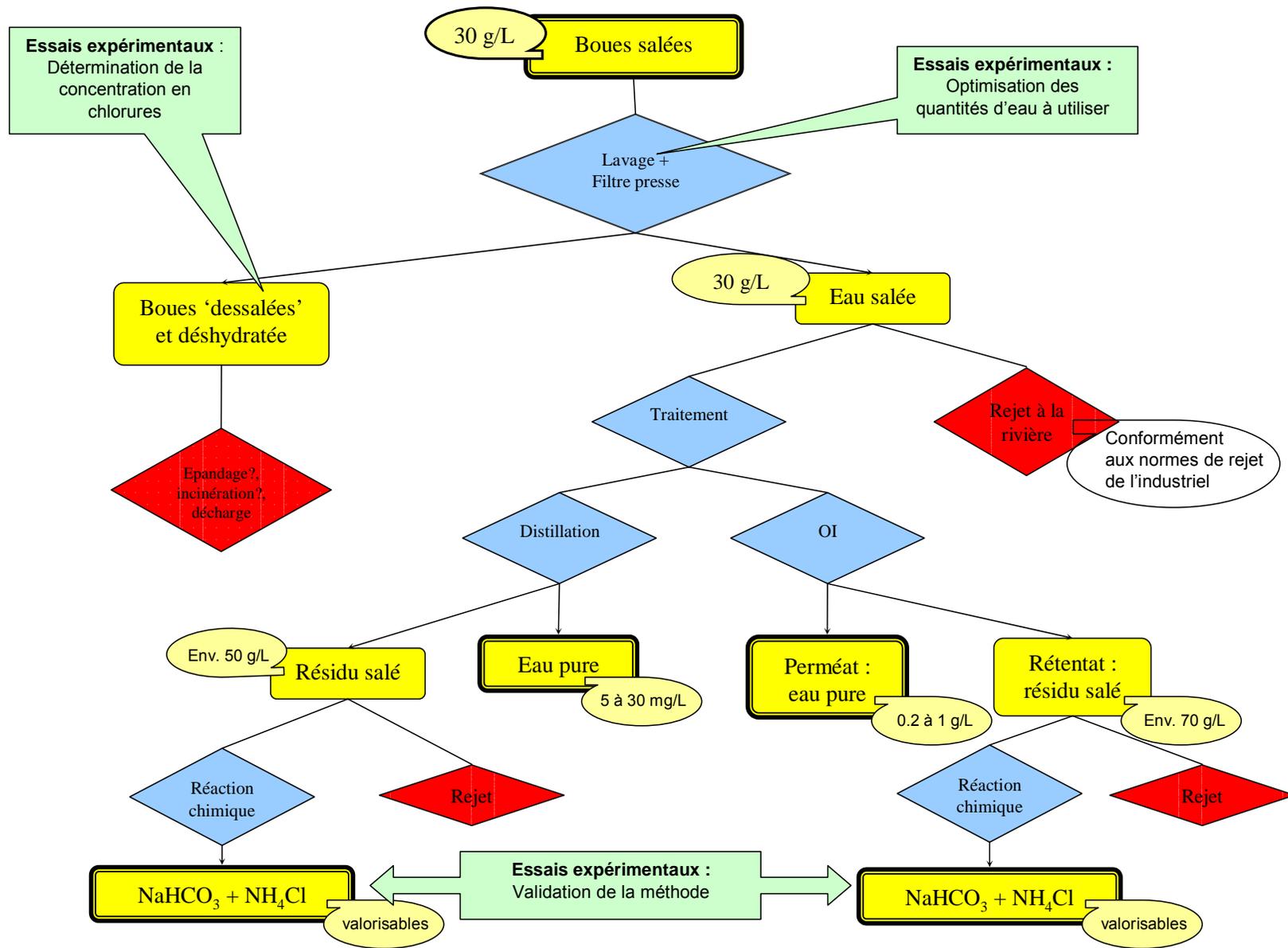


Figure 37 : Schéma de traitement d'une boue biologique salée par lavage et filtre presse

BIBLIOGRAPHIE

Ouvrages

- [4] A. Maurel, *Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce*, **2001**, 226p.
- [8] C. Gomella, *La soif dans le monde et le dessalement des eaux*, **1966**, 245 p.
- [12] F. Meinck, H. Stooff, H. Kohlschütter, *Les eaux résiduaires industrielles*, **1977**, 864p.
- [14] S. Palaprat, *Couplage géochimie/transport lors de la dépollution électrocinétique d'une terre polluée par des métaux lourds*, thèse INPL, **2002**.
- [15] J. P. Brun, *Procédés de séparation par membranes*, **1988**, 270p.
- [24] Etude ADEME, *Etude sur les déchets et les rejets salins dans l'environnement*, juillet **2001**.
- [35] *Le dessalement des matériaux poreux*, Journées d'études de la SFIIC, Poitiers, 9-10 mai **1996**.
- [37] J.S. Newman, *Electrochemical System*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, **1973**, 431 p.
- [38] F. Lapicque, *Phénomènes de transport dans les solutions électrolytiques*, cours de DEA, ENSIC-INPL, **2001**.
- [43] J. M. Coulson, J.F. Richardson, *Chemical Engineering*, **1990**, Volume 2, Fourth Edition.
- [44] A. Damien, *Guide du traitement des déchets, Industrie et Technologies*, 2eme édition, **2002**, 379 p.
- [45] H. Holst, *Boues : quelles sont les réglementations européennes en cours et à venir ?*, Euroforum, **1999**.
- [46] E. Duvaud, S Ramon, *Etude comparative économique et environnementale des filières d'élimination des boues d'épuration*, **1999**.
- [47] D. Gardais, B. Guellard, J-F Reynaud, D. Dri, *Environnement et électricité, les procédés électriques de traitement des rejets industriels*, **1990**, 701 p.
- [48] S. Gazbar, *Evaluation et amélioration des performances des procédés de déshydratation mécanique des boues résiduaires*, thèse de l'INPL, **1993**.
- [73] G. Antonini, P. Gislais, *Traitements thermiques des déchets industriels, Etat de l'art*, **1995**, 143p.

Réglementation

- [45] Directive européenne 1999/31/CE du 26 avril 1999.
- [50] Décision du Conseil de l'Union Européenne du 19 Décembre 2002.

[51] Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

Manuscripts

[2] B.E Jibril, A. A. Ibrahim, *Chemical Conversions of salt concentrates from desalination plants*, Desalination, **2001**, 139, 287-295.

[3] E. Pernklau, E. Althaus, *Desalination of geothermal brines by means of combustion residues*, Geothermics, **1986**, 15(2), 193-195.

[11] A. Simon, L. Vandanjon, G. Levesque, P. Bourseau, *Concentration and desalination of fish gelatine by ultrafiltration and continuous diafiltration processes*, Desalination, **2002**, 144, 313-318.

[13] F. Jiin, Y. Nishizaki, T. Yamaguchi, C. Wang, *Desalination effect of adding peat to an alkali sandy soil*, International Peat Journal, **1998**, 8, 81-86.

[16] R. M. Ahlgren, R.G. Fessenbecker, W. M. Wagner, B. P. Yundt, *Process brine treatment*, Journal International Desalination Association, **1986**, 1(3), 16-22.

[17] P. A. Scanlan, P.E. Hunter, G. L. Hunter, P.E. Black, *Emerging technologies for brine treatment and disposal*, Joint Residuals and Biosolids Management Conference, **2001**, 250-259.

[18] M. Hozawa, A. Shono, *A study on desalination process using liquid membranes*, Proceedings of Symposium on solvent Extraction, **1991**, 259-264.

[19] C.R. Bartels, J.F. Green, C. J. Gabelich, T. Yun, R. Bergman, *Economic and Energy Performance Analysis of a Large-Scale Surface Water Desalting Process*, Proceedings-Annual Conference, American Water Works Association, **2000**.

[20] Y. K. Guu, *Desalination of Spent Brine from Prune Pickling Using a nanofiltration Membrane System*, Journal of Agricultural and Food Chemistry, **1996**, 44(8), 2384-2387.

[21] S. Yu, C. Gao, H. Su, M. Liu, *Nanofiltration used for desalination and concentration in dye production*, Desalination, **2001**, 140, 97-100.

[22] R. Novak, P. Mikulasek, P. Dolecek, *Separation of aqueous dye-salt solutions by nanofiltration. Analysis of negative salt rejection*, Series A : Faculty of Chemical Technology, **2001**, 7, 201-216.

[23] M. Pontie, C. Diawara, M. Rumeau, D. Aureau, P. Hemmery, *Seawater nanofiltration (NF) : fiction or reality ?*, Desalination, **2003**, 158, 277-280.

[33] C. Arya, Q. S. Shawqi, P.R.W. Vassie, *Factors influencing electrochemical removal of chloride from concrete*, Cement and Concrete Research, **1996**, 26 (6), 851-860.

[34] Q. S. Shawqi, C. Arya, P.R.W. Vassie, *Numerical modelling of electrochemical chloride removal from concrete*, Cement and Concrete Research, **1998**, 28 (3), 391-400.

[36] A. Xu, *A reply to the discussion of the discussion of the paper 'Calculation of chloride coefficient diffusion in concrete from ionic migration measurements' by o. Amiri et al.*, Cement and Concrete Research, **1997**, 27 (6), 959-961.

- [41] S.L. Phillips, A.K. Mathur, W. Garrison, *Treatment Methods for Geothermal Brines*, Geothermal scaling and corrosion, **1980**, 717, 207-224.
- [42] P. Danis, *Dessalement de l'eau de mer*, Technique de l'Ingénieur, J 2700-2.
- [52] J. C. Boeglin, *Traitement et destinations finales des boues résiduaires*, Techniques de l'ingénieur, J 3944.
- [53] C. Guohua, L. Keith, I. Lo, *Behavior of electro-osmotic dewatering of biological sludge with salinity*, Separation Science and Technology, **2003**, 38(4), 903-915.
- [54] F. Kargi, A. Uygur, *Effect of liquid phase aeration on performance of rotating biodisc contactor treating saline wastewater*, Environmental Technology, **1997**, 18, 623-630.
- [55] L. Khannous, N. Souissi, B. Ghorbel, R. Jarboui, M. Kallel, M. Nasri, N. Gharsallah, *Treatment of saline wastewaters from marine-products processing factories by activated sludge reactor*, Environmental Technology, **2003**, 24(10), 1261-1268.
- [56] P. Baticle, I. Hita, *La déshydratation industrielle de boues de station d'épuration par électro-osmose*, Eau, l'Industrie, les Nuisances, **1996**, 197, 50-53.
- [57] E. Guibelin, J. Sibony, *Le traitement des boues industrielles*, Récents Progrès en Génie des Procédés, **1996**, 10(47), 139-146.
- [58] D. F. Kincannon, A. F. Gaudy, *Some effects of high salt concentrations on activated sludge*, Water Pollution Control Federation, **1966**, 38(7), 1148-59.
- [59] M. F. Hamoda, I. M. S. Al-Attar, *Effects of high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment*, Water Science and Technology, **1995**, 31(9), 61-72.
- [60] A. Z. H. Ghararah, J. H. Sherrard, *Biological nutrient removal in high salinity wastewaters*, Journal of Env. Sc. And Health, Part A: Environmental Science and Engineering, 1993, A28(3), 599-613
- [61] F. Kargi, A. R. Dincer, *Use of halophilic bacteria in biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation*, Water Environment Research, **2000**, 72(2), 170-174.
- [62] C. R. Woolard, R. L. Irvine, *Treatment of Hypersaline Wastewater in the Sequencing Batch Reactor*, Water Research, **1995**, 29(4), 1159-1168.
- [63] C. Yuan, C. H. Weng, *Sludge dewatering by electrokinetic technique: effect of processing time and potential gradient*, Advances in Environmental Research, **2003**, 7, 727-732.
- [64] H. Sangchul, M Kyung-Sok, *Improved sludge dewatering by addition of electroosmosis to belt filter press*, Journal of Environmental Engineering and Science, **2003**, 2(2), 149-153.
- [65] S. Gazbar, J. M. Abadie, F. Colin, *Combined action of electro-osmotic drainage and mechanical compression on sludge dewatering*, Water Science and Technology, **1994**, 30(8), 169-175.
- [66] M. Smollen, A. Kafaar, *Sludge dewatering: greater versatility and efficiency through combining filter-belt press with electro-osmosis*, Proceedings of the Water Environment Federation Annual Conference & Exposition, **1995**, 251-260.

Brevets

- [1] D. Daviller, L. Rizet, *Procédés pour traiter les résidus d'épuration des fumées d'incinération d'ordures ménagères et/ou de déchets industriels*, **1998**, WO9856464.
- [9] A. Casanova, *Procédé de traitement thermique d'une solution saline souillée*, **1974**, EP 2 249 708.
- [10] D. R. Anderson, *Purification of saline water*, **1976**, US 4 036 749
- [39] H. Y. Lee, *Sea sand desalination method*, **2003**, Brevet US 20030168386
- [40] S. J. Cornelis, B. W. Johannes, *A vessel comprising a washing space and a method for desalinating sand*, **2003**, Brevet EP 1 270 399
- [67] J. K. Wittle, S. Pamucku, *Electrochemical system and method for the removal of charged species from contaminated liquid and solid wastes*, WO 9632524, **1996**.
- [68] *Procédé d'assèchement des boues industrielles et de dragage et installation pour la mise en œuvre de ce procédé*, BE 9601007, **1997**.

Sites internet

- [5] <http://www.cpi-ipr.com/cpi-ipr/fr/adr/recomm1999.htm#c>
- [6] <http://alsace.nature.free.fr/Ani39/Calcoduc.htm>
- [7] <http://www.salines.com/journal/frame.html>
- [25] <http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/pages/politique/gouvernance/DCE/guide%20m%E9thodologique%20IMPRESS%20V4.1.pdf>
- [26] <http://www.gemrisques.org/ledoux.pdf>
- [27] http://www.mineralinfo.org/Panorama/2000/rmi_sel.htm
- [28] http://www.106.us/f/chlorure_de_sodium/index.htm
- [29] <http://www.rnde.tm.fr/francais/sy/mate/dppr2003/Accueil.htm>
- [30] <http://www.senat.fr>
- [31] http://www.greenpeace.fr/campagnes/toxiques/incineration/incinerateurs/visite_flash.html
- [32] http://www.sfsp-France.org/bons-commandes-adhesion/Ouvrages/50603_INCINERATION_PDF/233-241.pdf
- [69] <http://www.ademe.fr/partenaires/Boues/Pages/f15.htm>
- [70] <http://www.ifen.fr/pages/de63.pdf>
- [71] <http://www.eau-rhin-meuse.fr>
- [72] <http://www.acta.asso.fr/>

LISTE DES FIGURES

- Figure 1** : Répartition de la consommation en sel en France
- Figure 2** : Répartition géographique par région de la consommation de sels de déneigement (moyennes sur la période 1982-1995)
- Figure 3** : Origine des principaux rejets en chlorures
- Figure 4** : Répartition géographique des rejets en chlorures en France
- Figure 5**: Filtre à tambour rotatif de la station de Bullange (France)
- Figure 6**: Schéma de principe d'un filtre sous vide
- Figure 7** : Schéma de principe d'un filtre par bande-presseuse
- Figure 8**: Schéma de principe d'un filtre presse
- Figure 9** : Principe de la centrifugeuse
- Figure 10** : Schéma de principe de l'électro-presse
- Figure 11** : Schéma d'un procédé expérimental de dessalement des bétons.
- Figure 12** : Schéma de principe de l'électroremédiation d'un sol.
- Figure 13** : Schéma de l'installation de dessalement d'un résidu poreux
- Figure 14** : Evolution du temps de migration en fonction de la tension appliquée (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
- Figure 15** : Evolution du coût et de la puissance dissipée pour le traitement d'un litre de résidu (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).
- Figure 16** : Evolution du coût et de la puissance dissipée en fonction de la concentration en chlorures (distance entre les électrodes : 10 cm, $D = 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, tension à 20 V)
- Figure 17** : Evolution du temps de migration des ions en fonction de la distance entre les électrodes
- Figure 18** : Evolution de la puissance dissipée en fonction de la distance entre les électrodes
- Figure 19** : Procédé batch pour l'extraction de l'huile de graines
- Figure 20** : Extracteur de Bollmann
- Figure 21** : Réacteur agité mécaniquement
- Figure 22** : Réacteur de Pachuca
- Figure 23** : procédé Deshydrec de déshydratation des boues
- Figure 24** : Schéma du procédé de traitement RESOLEST
- Figure 25** : Schéma d'un évaporateur à simple effet
- Figure 26** : Schéma d'un évaporateur à multiples effets.
- Figure 27** : Schéma de fonctionnement d'un évaporateur à tubes horizontaux arrosés.
- Figure 28** : Schéma d'un procédé de distillation flash
- Figure 29** : Schéma d'un procédé d'évaporation par compression de vapeur
- Figure 30** : Schéma de principe de l'électrodialyse
- Figure 31** : Schéma de principe du procédé d'osmose inverse

Figure 32 : Mécanisme de séparation par membranes liquides

Figure 33 : Schéma de principe du procédé à membrane chlore-soude

Figure 34 : Procédé de dessalement par thermo-osmose.

Figure 35 : Principe de fonctionnement de la piezodialyse

Figure 36 : Schéma de traitement d'une boue biologique salée par lavage et electro-osmose

Figure 37 : Schéma de traitement d'une boue biologique salée par lavage et filtre presse

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Destination des boues de station d'épuration pour la France et l'Union Européenne en 1999.

Tableau 2 : Valeurs limites en sels au test de lixiviation pour acceptation en décharges de déchets non- dangereux.

Tableau 3 : Valeurs limites en sels au test de lixiviation pour acceptation en décharges de déchets dangereux.

Tableau 4 : Composition en chlorure des résidus de l'incinération des ordures ménagères

Tableau 5 : Principaux rejets industriels d'effluents chlorurés en France

Tableau 6 : Principaux rejets industriels d'effluents chlorurés en fonction de leur concentration

Tableau 7 : Quantité de sel épandu sur les routes par an

Tableau 8 : Flux des rejets chlorurés en France

Tableau 9 : Exemple de seuils de rejet fixés pour l'UIOM de St Saulve (62)

Tableau 10 : Comparaison de la déshydratation des boues par filtre presse et par une combinaison filtre presse et électro-osmose.

Tableau 11 : comparatif des différentes techniques de dessalement des effluents liquides

LISTE DES CONTACTS

Société	Contact	Coordonnées
ANIA Association Nationale des Industries Alimentaires	Mme Morales	01.53.83.86.00 emorales@ania.net
ACTA Association de Coordination Technique Agricole	Mme Fourier	01.40.04.50.00
ARILAIT	M Ayerbe	01.49.70.72.95
CTCPA Centre Technique de la Conservation des Produits Agricoles	M Truelle	vtruelle@adepale.org
ADIV Centre Technique Français de la Viande	M Frenchia	04.73.98.53.80
CTSCCV Centre Technique de la Salaison, de la Charcuterie et des Conserves de Viandes	M Devillers	01.43.68.57.85
Centre Technique du Cuir	M Poncet	04.72.76.10.10
IFTH Institut Français du Textile et de l'Habillement		information@ifth.org
Agence de l'Eau Rhin Meuse	M Ricour	03.87.34.48.57
DRIRE	M Denni	03.83.36.55.12
Solvay	M Hottier	03.83.18.56.43
Solvay Electrolyse	Mme Roy	03.83.18.44.60
Atofina (Pierre Benite)	M Rostin	04.92.33.77.72
Atofina (Marseille)	M Goudiakas	04.91.24.10.00
SNPE	Mme Taillebourg	05.62.25.74.89
Salins du Midi	M Charles	03.83.18.73.00
Techno Press	M Cadenne	05.63.58.33.00
Resolest	M Maire	03.83.45.13.53
EDF	M Baticle	01.60.73.70.36